



Filipe Augusto Fontes Figueira Araújo

Licenciado em Ciências da Engenharia do Ambiente

Gestão da Água como um Bem Económico: aplicação de Instrumentos Económicos

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre
em Engenharia do Ambiente

Orientador: Professor Doutor Rui Ferreira dos Santos

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Maria Paula Baptista da Costa Antunes

Arguente: Prof. Doutor Nuno Miguel Ribeiro Videira Costa

Vogal: Prof. Doutor Rui Jorge Fernandes Ferreira dos Santos



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Setembro 2013

Gestão da Água como um Bem Económico: Aplicação de Instrumentos Económicos

Copyright © Filipe Augusto Fontes Figueira de Araújo, Faculdade de Ciências e Tecnologia,
Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objectivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor.

Existe água suficiente no planeta para suprir as necessidades de toda a população mundial (ONU).

“If the misery of the poor be caused not by the laws of nature, but by our institutions, great is our sin”

Charles Darwin

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Rui Ferreira dos Santos pela orientação durante o período de realização desta tese.

Aos meus pais pelo apoio e compreensão.

RESUMO

A crescente escassez de água, associada à necessidade de cumprir objectivos de crescimento económico e de desenvolvimento humano, têm colocado a gestão da água na agenda política. Os conflitos exigem a concepção e estabelecimento de sistemas de gestão capazes de resolver disputas e alocar água entre os diferentes usos, incluindo os diversos sectores da economia e os usos ecológicos. O controlo público através do Estado tem sido a opção mais comum na gestão da água, mas a literatura recente tem vindo a destacar as vantagens de abordagens descentralizadas baseadas em incentivos económicos e de mercado face aos típicos mecanismos de comando e controlo.

O principal objectivo deste trabalho consiste na avaliação das potencialidades em gerir a água como um bem económico, em particular estudar de que forma os Instrumentos Económicos (IE) podem ser usados para promover a equidade, eficiência e sustentabilidade no uso do recurso.

A metodologia assenta numa revisão de literatura através da qual se procura perceber quais as razões para a mudança de paradigma de uma política baseada em soluções do lado oferta para soluções de gestão de procura. Em segundo lugar identifica-se quais as contribuições que a ciência económica pode dar à gestão da água e em terceiro avalia-se quais as limitações dos IE no contexto do *mix* de políticas públicas para a gestão da água. Finalmente, com base em critérios de avaliação de desempenho desenvolvidos ao longo do trabalho, juntam-se algumas evidências empíricas às vantagens e limitações teóricas dos IE a partir de uma breve análise de diversas experiências internacionais na utilização destes instrumentos.

A principal conclusão foi de que o carácter social e natural complexo da água, torna a sua “mercantilização” um exercício difícil que se não for desenvolvido dentro de um contexto institucional forte pode resultar em custos sociais e ambientais significativos

Palavras-chave: Gestão da Água, Instrumentos económicos, Mercados de direitos de propriedade, *Payments for Ecosystems Services* (PES)

ABSTRACT.

The growing scarcity of water, combined with the need to meet goals of economic growth and human development, have placed the management of water on the political agenda. Conflicts require the design and establishment of management systems able to resolve disputes and allocate water among different uses, including various economic sectors and ecological uses. The public control through the state has been the most common choice in water management, but the recent literature has emphasized the advantages of decentralized approaches based on economic incentives and market mechanisms over the typical command and control approaches.

The main objective of this work is to assess the potential for managing water as an economic good, in particular to study how Economic Instruments (EI) can be used to promote equity, efficiency and sustainability.

The methodology is based on an extensive literature review through which one attempts to understand the reasons for the paradigm shift from a policy based on supply-side solutions to a demand side approach. Secondly it is studied the contributions that economics can provide water management and third one evaluates the limitations of EI in the context of public policy mix of water management. Finally based on the criteria for evaluating policies that were developed throughout the work, some empirical evidence to the theoretical advantages and limitations of IE is added from a brief analysis of international experience in the use of these instruments .

The main conclusion was that the complex social and natural of water, makes its commodification difficult an exercise which if not developed within a strong institutional context will result in significant environmental and social costs.

Keywords: Water Management, Economic instruments (EI), Water Markets, Payments for Ecosystems Services (PES)

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS.....	III
RESUMO.....	V
ABSTRACT.	VII
ÍNDICE GERAL.....	IX
ÍNDICE DE FIGURAS	XI
ÍNDICE DE TABELAS	XIII
SIMBOLOGIA	XV
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 ENQUADRAMENTO.....	1
1.2 CARACTERÍSTICAS ECONÓMICAS E ECOLÓGICAS DA ÁGUA.....	1
1.3 NOVO PARADIGAMA NA GESTÃO DA ÁGUA.....	3
1.4 MOTIVAÇÃO E OBJECTIVOS	5
1.5 MATERIAL E MÉTODOS, E LIMITAÇÕES DO ESTUDO.....	5
1.6 ORGANIZAÇÃO	8
2. CARACTERIZAÇÃO DO SECTOR A NÍVEL MUNDIAL	11
2.1 RECURSO ÁGUA.....	11
2.2 FORÇAS MOTRIZES DA ESCASSEZ.....	13
2.3 RESPOSTAS DO LADO DA OFERTA	15
2.4 RESPOSTAS DO LADO DA PROCURA	16
3. PERSPECTIVA DA ECONOMIA DA ÁGUA	19
3.1 NATUREZA NA HISTÓRIA DO PENSAMENTO ECONÓMICO.....	19
3.2 VALOR ECONÓMICO DA ÁGUA.....	21
3.3 FALHAS DE MERCADO.....	23
3.3.1 <i>Mercados Imperfeitos</i>	23
3.3.2 <i>Externalidades</i>	24
3.3.3 <i>Bens públicos e Bens comuns</i>	25
3.3.4 <i>Direitos de propriedade</i>	26
3.4 PRESCRIÇÕES DA TEORIA ECONÓMICA.....	28
3.4.1 <i>Princípio do custo total</i>	28
3.4.2 <i>Abordagens baseadas no preço</i>	29
3.4.3 <i>Abordagens Baseadas em Direitos de Propriedade</i>	31
4. POLÍTICA NA GESTÃO DA ÁGUA	33

4.1	ASPECTOS CULTURAIS E ÉTICOS NA POLÍTICA DA ÁGUA.....	33
4.2	PRINCIPAIS MECANISMOS DE GESTÃO DA ÁGUA	33
4.2.1	<i>Instrumentos de comando e controlo (CC)</i>	35
4.2.2	<i>Instrumentos Económicos (IE)</i>	35
5.	CRITÉRIOS PARA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DOS INSTRUMENTOS ECONÓMICOS	45
5.1	ENQUADRAMENTO	45
5.2	CRITÉRIOS	46
5.2.1	<i>Eficiência Económica</i>	46
5.2.2	<i>Equidade</i>	47
5.2.3	<i>Eficácia Ambiental</i>	48
5.2.4	<i>Aspectos Institucionais</i>	48
6.	CASOS DE ESTUDO	50
6.1	MERCADOS DE DIREITOS DE ÁGUA NA AUSTRÁLIA	50
6.1.1	<i>Enquadramento e Descrição da política adoptada</i>	50
6.1.2	<i>Principais Resultados</i>	51
6.2	MERCADOS DA ÁGUA NO CHILE	52
6.2.1	<i>Enquadramento e Descrição da Política Adoptada</i>	52
6.2.2	<i>Principais Resultados</i>	53
6.3	PAGAMENTOS POR SERVIÇOS ECOLÓGICOS – CASO DA VITTEL (FRANÇA)	54
6.3.1	<i>Enquadramento e Descrição da Política Adoptada</i>	54
6.3.2	<i>Resultados</i>	56
6.4	PAGAMENTOS POR SERVIÇOS ECOLÓGICOS – CASO DE NOVA IORQUE	58
6.4.1	<i>Enquadramento Descrição da Política Adoptada</i>	58
6.4.2	<i>Principais Resultados</i>	59
6.5	CONCLUSÕES DA ANÁLISE DE CASOS DE ESTUDO	59
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	61
	BIBLIOGRAFIA.....	63

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1.1 INSTRUMENTOS DE ACORDO COM A SUA CAPACIDADE DE INCENTIVO ECONÓMICO E GRAU DE CENTRALIZAÇÃO DA GESTÃO.....	4
FIGURA 1.2 ESQUEMA DA METODOLOGIA GERAL	6
FIGURA 1.3 ESQUEMA DA METODOLOGIA DE ANÁLISE DE CASOS DE ESTUDO.....	8
FIGURA 2.1 CICLO HIDROLÓGICO	11
FIGURA 2.1 USOS CONSUMPTIVOS DE ÁGUA POR SECTOR DE ACTIVIDADE	12
FIGURA 2.2 BALANÇOS EM ÁGUA VIRTUAL DECORRENTES DO COMÉRCIO DE BENS AGRÍCOLAS	13
FIGURA 2.3 AUMENTO DA PROCURA DE ÁGUA PREVISTO PARA 2030.....	14
FIGURA 2.4 NECESSIDADES DE ÁGUA PARA PRODUÇÃO ALIMENTAR	14
FIGURA 2.6 EFEITO DE UMA <i>BACKSTOP TECHNOLOGIES</i>	16
FIGURA 2.7 LACUNA ENTRE A OFERTA E PROCURA PREVISTO PARA 2030	17
FIGURA 3.1 VALOR ECONÓMICO TOTAL	21
FIGURA 3.2 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DE UMA EXTERNALIDADE NEGATIVA	25
FIGURA 3.3 CUSTO TOTAL DA ÁGUA FONTE	29
FIGURA 3.4 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DE UM <i>DEADWEIGHT LOSS</i>	30
FIGURA 4.1 COMBINAÇÃO DA POLÍTICA DOS 3 TEM DIFERENTES PAÍSES	37
FIGURA 4.2 CORRECÇÃO DE UMA EXTERNALIDADE NEGATIVA ATRAVÉS DE UM TAXA	38
FIGURA 4.3 CORRECÇÃO DE UMA EXTERNALIDADE POSITIVA ATRAVÉS DE UM SUBSÍDIO	39
FIGURA 4.4 A ABORDAGEM <i>CAP AND TRADE</i> À ÁGUA	41
FIGURA 4.5 ESQUEMA DO PROCESSO DE UM PES	42
FIGURA 5.1 RELAÇÃO ENTRE OS OBJECTIVOS DE POLÍTICA E O CONTEXTO INSTITUCIONAL	46
FIGURA 6.1 EVOLUÇÃO DA POLÍTICA DA ÁGUA NA BACIA MURRAY DARLING	51
FIGURA 6.2 INTERACÇÃO ENTRE OS ACTORES CHAVE NO PROCESSO NEGOCIAL	55

ÍNDICE DE TABELAS

TABELA 1.1 - SERVIÇOS PRESTADOS DA ÁGUA AOS ECOSISTEMAS	2
TABELA 1.4 CASOS DE ESTUDO SELECIONADOS	7
TABELA 3.2 BENS PÚBLICOS E BENS COMUNS.....	26
TABELA 3.3 REGIMES DE DIREITOS DE PROPRIEDADE E REQUISITOS	27
TABELA 6.1 OBJECTIVOS E PLANO DE INCENTIVOS	56
TABELA 6.2 CUSTOS E BENEFÍCIOS.....	57

SIMBOLOGIA

AA	Autoridade Ambiental
BAU	<i>Business-as-usual</i>
CC	Comando e Controlo
COAG	<i>Council of Australian Governnemt</i>
DQA	Directiva Quadro da Água
EPA	<i>Envirmental Protection Agency</i>
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
GEE	Gases com Efeito de Estufa
GIRH	Gestão Integrada dos Recurso Hídricos
IE	Instrumentos económicos
IPCC	<i>International Panel for Climate Change</i>
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico
ODM	Objectivos de Desenvolvimento do Milénio
OMS	Organização Mundial de Saúde
ONGs	Organizações não Governamentais
ONU	Organização Nações Unidas
PES	<i>Payments for Ecological Services</i>
EU	União Europeia
UNEP	<i>United Nations Environmental Program</i>

1. INTRODUÇÃO

Esta dissertação foi desenvolvida no âmbito do Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente, na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Neste trabalho de dissertação são estudadas as potencialidades e fragilidades de uma abordagem económica ao recurso água, com principal enfoque na aplicação instrumentos económicos.

Este capítulo apresenta uma perspectiva geral do tema e revela quais os objectivos e motivações essenciais à sua realização. Na parte final do capítulo faz-se uma breve descrição sobre a estrutura desta dissertação e as metodologias adoptadas para a sua execução.

1.1 ENQUADRAMENTO

A água é um bem essencial à vida humana e fornece um vasto número de bens e serviços indispensáveis ao funcionamento de qualquer sociedade organizada. Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU), no planeta Terra existe água suficiente para responder às necessidades de 7 mil milhões de pessoas, porém este recurso encontra-se desigualmente distribuído, desperdiçado, poluído e deficientemente gerido. As pressões demográficas, os objectivos de crescimento económico, a urbanização e a poluição colocam os decisores políticos perante o desafio de delinear políticas que sejam simultaneamente eficientes economicamente, socialmente justas e ambientalmente sustentáveis

1.2 CARACTERÍSTICAS ECONÓMICAS E ECOLÓGICAS DA ÁGUA

O paradigma que coloca o crescimento económico no centro do desenvolvimento humano dominou grande parte do séc.XX. Em 1972, com a publicação do relatório “*Limits to Growth*”, introduz-se a noção de que a economia tem que estar em harmonia com os recursos naturais. De acordo com esta noção a exploração de recursos naturais quando subjugada aos ritmos exigidos pelo crescimento económico e não determinada pelas taxas de renovação desses recursos ou pela poluição gerada pela actividade económica, pode desencadear impactes ambientais significativos, conduzindo em muitos casos à exaustão dos próprios recursos. (Meadows *et al*, 1972).

Os objectivos de cariz social e económico têm direccionado o desenvolvimento do sector da água no sentido da satisfação dos usos consumptivos¹, designadamente usos agrícolas, industriais e domésticos (Aylward *et al*, 2005) pelo que o conflito entre o uso de água para consumo humano (consumptivo) e o uso de água pelos ecossistemas (não-consumptivo) tem vindo a aumentar. Com efeito o aumento da extracção de água para satisfazer usos humanos tem conduzido a uma diminuição do valor dos serviços ecológicos² prestados (Gleick e Palaniappan, 2010) e em muitas partes do Mundo a água consumida para usos agrícolas já está a desviar este recurso dos usos estimados como requisitos ecológicos (Nellemann *et al*, 2009).

A água pode oferecer uma vasta gama de serviços ecológicos que contribuem para o bem-estar humano (Tabela 1.1), pelo que quando o desenvolvimento económico é feito à custa da dimensão ecológica compromete a longo prazo os próprios objectivos económicos.

Tabela 1.1 - Serviços prestados pela água aos ecossistemas (adaptado de Millenium Ecosystem Assessment, 2005)

Aprovisionamento	Regulação	Culturais	Suporte
Comida Água potável Fibras e combustíveis Materiais Bioquímicos Matérias Genéticas	Regulação climática Regulação hidrológica Purificação e tratamento de água Controle da Erosão Regulação de desastres naturais Habitat para espécies polinizadoras	Fonte de inspiração para muitas culturas e religiões Possibilita a pratica de actividades recreativas Valor estético Valor educacional	Formação de solos Reciclagem de nutrientes

Actualmente existe uma diferença entre o elevado valor social atribuído aos serviços que a água fornece e os recursos financeiros que têm sido alocados à sua gestão (WWAP, 2012; UNEP, 2011). O sector da água caracteriza-se também por elevados custos fixos com grande períodos de retorno de investimento e os avultados investimentos necessários à construção, operação e manutenção das

¹ Convencionou-se definir como uso consumptivo quando a água não permanece novamente disponível a curto-prazo na mesma bacia hidrográfica onde foi utilizada diminuindo assim o *stock* disponível (Gleick e Palaniappan, 2010)

² Serviços ecológicos consistem em fluxos de materiais, energia e informação de stocks de capital natural que combinados com capital humano produzem bem estar Costanza *et al* (1987)

infra-estruturas eventualmente têm de ser pagos pelos utilizadores, contribuintes ou por via de doações (Aylward *et al*, 2005).

O consumo desregulado dos recursos hídricos decorre de uma falta de ponderação dos *trade-offs* entre os objectivos económicos/sociais e a conservação dos recursos e o actual paradigma não tem sido capaz de anular a lacuna entre o valor social dos serviços prestados pela água e aquilo que custa fornecê-los. Como muitas das barreiras que se colocam a uma gestão eficiente de água são socialmente construídas, é exigido dos decisores políticos que repensem os velhos conceitos e abordagens incluindo o papel do Estado e das instituições.

1.3 NOVO PARADIGAMA NA GESTÃO DA ÁGUA

A causa económica de muito problemas ambientais encontra-se na existência de incentivos/preços errados aos quais os indivíduos responderão racionalmente. Para quase todos os bens escassos existem mercados que através de um preço sinalizam a escassez relativa, no entanto para a água a existência de mercados é rara e os preços fixados administrativamente nem sempre tem em conta a dimensão ambiental do recurso. (Turner *et al*, 2004).

Em 1992 realizou-se em Dublin a Conferência Internacional da Água e Ambiente onde foram feitos os primeiros reconhecimentos da água como um bem económico. No seu princípio quarto pode ler-se: “...*No passado o falhanço em reconhecer o valor económico da água levou ao desperdício e a danos ambientais no uso deste recurso. A gestão de água como um bem económico é uma forma importante de se alcançar o uso equitativo e eficiente e incentivar à conservação e protecção dos recursos hídricos...*” (in World Meteorological Organization , 2013).

Há muitas maneiras diferentes para promover a equidade, eficiência e sustentabilidade no sector da água e aumentar o seu preço é provavelmente o caminho mais lógico conceptualmente, mas talvez o mais difícil de implementar politicamente. Para além disso, a persistência de muitos dos problemas deve-se também às características peculiares da água que se comporta frequentemente como um bem público ou bem comum, sendo que em tais condições o mercado falha quanto à atribuição de um preço correcto.

Torna-se necessário assim uma intervenção que ajude a “mão invisível” do mercado e force os agentes a incluir os custos totais na sua actividade. Esta intervenção pode ser feita através de instrumentos como Instrumentos de comando e controlo (CC) ou através de Instrumentos Económicos (IE).

A abordagem de CC baseia-se em instrumentos de regulação directa que obrigam os agentes económicos a adoptar um determinado comportamento através de normas, proibições, quotas ou licenças por parte de um Autoridade Ambiental (AA). Através de IE, o comportamento dos agentes

é regulado por sinais de preços, pela criação de mercados e pagamentos por serviços ecológicos (PES), na descentralização da gestão, na gestão da procura através da definição de preços que traduzam os custos totais e um reconhecimento mais formal da dimensão ambiental através de taxas e penalizações sobre a poluição.

Estas formas de intervenção podem ainda ser organizadas de acordo com o grau de centralização das decisões alocativas (utilizador vs autoridade) e de acordo com o grau de exposição a incentivos económicos que o utilizador está sujeito (Figura 1.1):

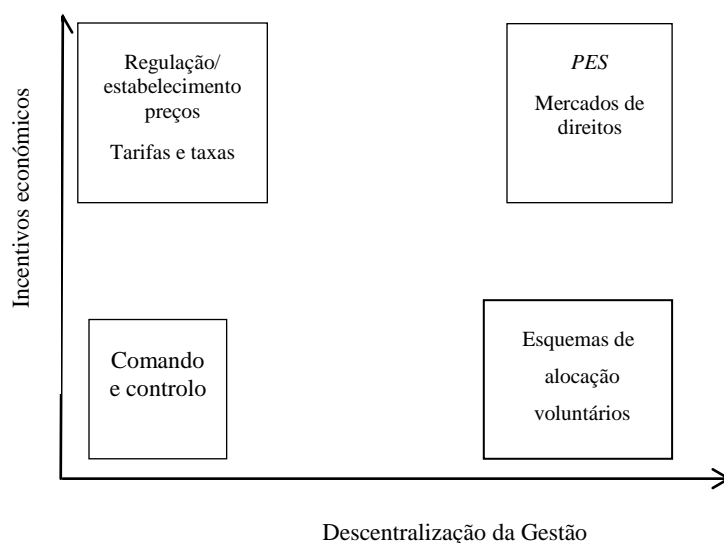


Figura 1.1 Instrumentos de acordo com a sua capacidade de incentivo económico e grau de centralização da gestão

As abordagens de CC à gestão da água típicas na maioria dos países requerem um grande envolvimento do governo dadas as suas necessidades de monitorização e medição detalhados. Diversos autores afirmam que as velhas lógicas administrativas de gestão do recurso têm-se mostrado pouco capazes de responder a variações na disponibilidade do recurso ou a garantir a sustentabilidade financeira das infra-estruturas de provisão.

A fronteira que delimita o papel do governo e o mercado está constantemente a ser deslocada, mas nos últimos anos as políticas de gestão da água em torno do Estado têm sido substituídas por políticas mais integradas e pelo desenvolvimento de novas estruturas institucionais mais descentralizadas (Kaika, 2003). Estes novos modelos que privilegiam os mercados, a propriedade privada dos recursos e as lógicas de valorização económica no lugar das valorizações políticas e socioculturais têm sido amplamente promovidos por organizações internacionais como a ONU, o Banco Mundial, a FAO e a OCDE (in Bjornlund, 2003). Inclusivamente, muitos países em

desenvolvimento têm estado sob pressão para apresentar mercados de água, a fim de obter financiamento de agências internacionais de crédito para grandes projectos de infra-estrutura (Barlow e Clarke, 2002).

Os IE fazem parte de uma mudança mais ampla de paradigma que substitui as políticas baseadas em instrumentos de comando e controlo por políticas baseadas em incentivos económicos. A nível Europeu, a Directiva-Quadro da Água (DQA) enquadra a política comunitária para a água. De acordo com esta a directiva deve ser definida uma política de preços com o intuito de recuperar custos e proporcionar incentivos aos consumidores para usar a água de forma eficiente contribuindo para o cumprimento de metas ambientais estabelecidas (Monteiro, 2009; Kaika, 2003). O desafio passa pela concepção de novas soluções que sejam capazes de recuperar custos, promover o investimento em eficiência/conservação e ao mesmo tempo induzir nos utilizadores comportamentos mais sustentáveis

1.4 MOTIVAÇÃO E OBJECTIVOS

Pelos motivos referidos no enquadramento, a água é considerada como uma prioridade nas políticas internacionais e nacionais. O caminho apontado parece passar por uma alteração do paradigma actual e pela criação de novas instituições que promovam a alocação eficiente e sustentável da água, com particular enfoque no uso de IE na política da água. Este trabalho estuda o papel dos IE na gestão da água e como estes podem ser usados para promover a equidade, eficiência e sustentabilidade. Por forma a orientar a pesquisa e a revisão da literatura foram definidos os seguintes objectivos:

- **O primeiro objectivo** é perceber as razões para a mudança de paradigma de política baseada em soluções do lado da oferta por soluções de gestão de procura.
- **O segundo objectivo** consiste em identificar as contribuições que a ciência económica pode dar para a resolução dos problemas mais prementes do sector.
- **Como terceiro** objectivo pretende-se olhar para os IE no contexto do *mix* políticas públicas de gestão da água e aferir quais são os seus âmbitos de aplicação.
- Finalmente **o quarto objectivo** é juntar algumas evidências empíricas às proclamadas vantagens do IE, tirando algumas conclusões básicas a partir da breve revisão da experiência internacional na utilização destes instrumentos.

1.5 MATERIAL E MÉTODOS, E LIMITAÇÕES DO ESTUDO

O presente trabalho assenta numa extensa revisão da literatura que inclui livros técnicos, artigos de publicações académicas e profissionais e relatórios de organizações internacionais.

Temporalmente o estudo incidiu grosseiramente no período de tempo compreendido entre 1950 e o presente para a revisão da literatura económica, e 1970 e o presente para análise de casos de estudo. Geograficamente não foram impostos limites no que diz respeito aos primeiros 3 objectivos já que a intenção é fornecer uma panorâmica geral e global do tema. Já no que concerne ao 4º objectivo do trabalho, optou-se por limitar a análise aos países chamados desenvolvidos.

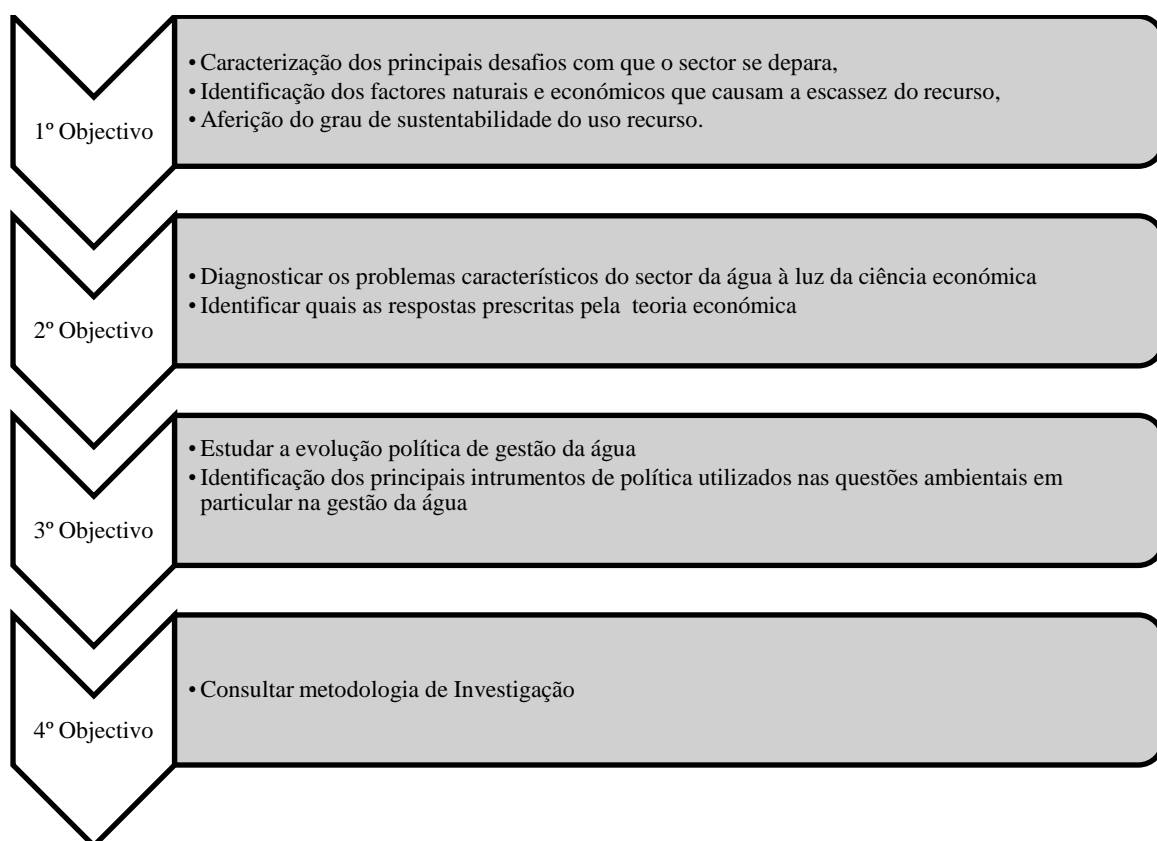


Figura 1.2 Esquema da Metodologia Geral

No processo de selecção dos IE optou-se por limitar o estudo àqueles que apresentavam as seguintes características:

- Actuam sobre a dimensão ambiental/ecológica
- Criam mercados para serviços ambientais em vez de intervir em mercados existentes.

Por cumprirem com os requisitos acima descritos os instrumentos escolhidos entre todos os que compõem o *mix* de políticas públicas para a água foram os mercados de direitos e os *PES*. A selecção de casos de estudo obedeceu aos seguintes critérios:

- Situações onde a escassez de água gera competição entre diferentes usos humanos e ecológicos;
- Reconhecimento por parte da comunidade científica da dimensão e representatividade dos casos;
- Possibilidade de extrair dados úteis para análise,

A tabela seguinte apresenta os casos de estudo seleccionados e a figura 1.4 esquematiza a metodologia de investigação:

Tabela 1.2 Casos de estudo seleccionados

Caso de Estudo	Instrumento	Objectivo Ecológico
Vittel	<i>Payments for ecological services</i>	Conservação da qualidade da água engarrafada
Nova Iorque	<i>Payments for ecological services</i>	Qualidade de água para abastecimento residencial
Austrália	Mercados de Direitos	Gestão da Escassez
Chile	Mercados de Direitos	Gestão da Escassez

Idealmente o desempenho de qualquer escolha de política deve ser aferida por comparação com um cenário em que nada era feito (*business as usual* -BAU) ou com um cenário alternativo (por exemplo: instrumentos diferentes). Uma vez que estas políticas são aplicadas num contexto e num tempo específico é impossível aferir com certeza o desempenho de uma política alternativa nas mesmas condições. Por esse motivo, a estratégia de análise será na sua essência qualitativa e visa avaliar até que ponto as soluções adoptadas foram satisfatórias em termos de eficiência, equidade e eficácia ambiental

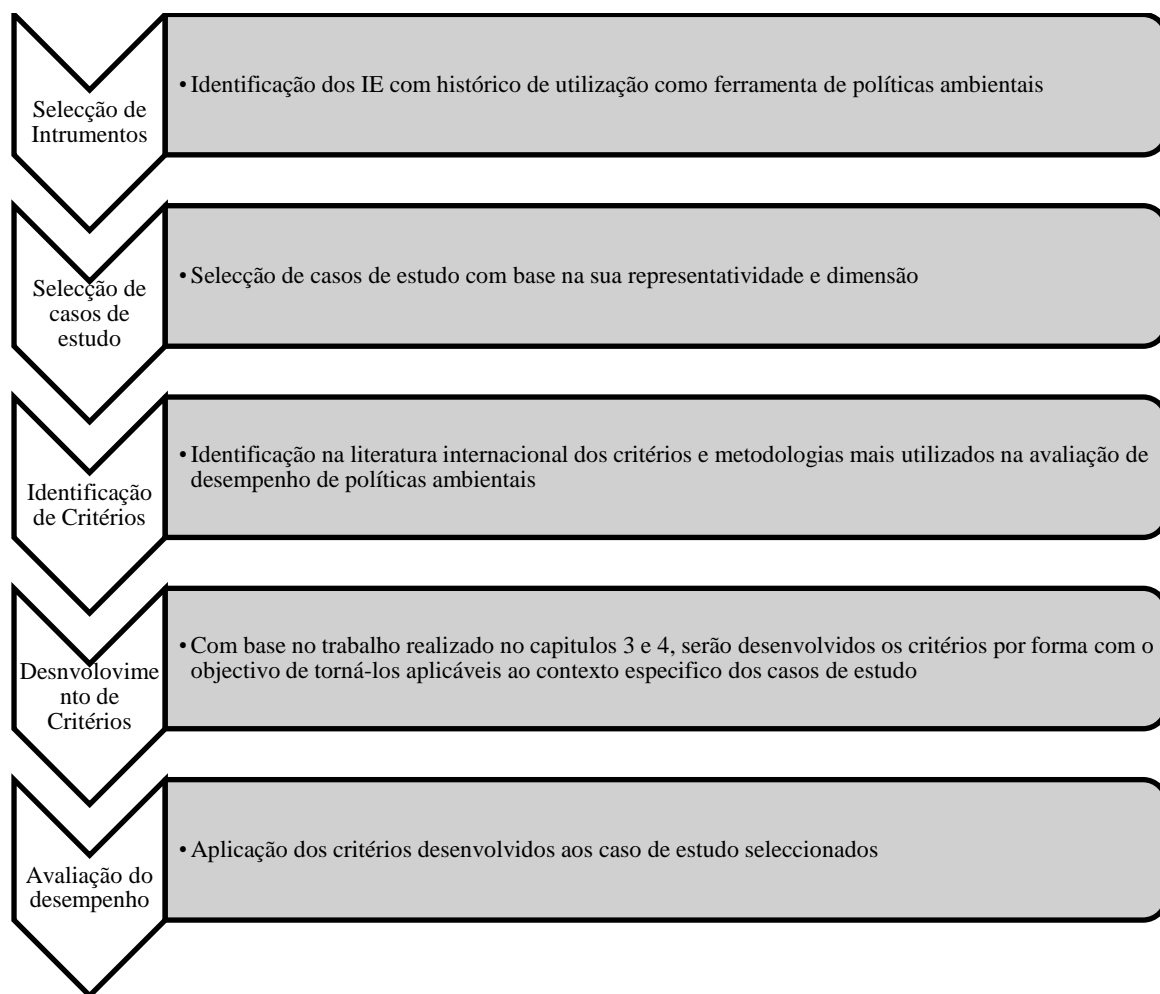


Figura 1.3 Esquema da metodologia de análise de casos de estudo

1.6 ORGANIZAÇÃO

O trabalho desenvolvido no âmbito desta Dissertação está organizado em 6 capítulos e Considerações finais.

O **primeiro capítulo** expõe a contextualização do problema em investigação e cita os principais objectivos que o estudo em causa pretende atingir. No enquadramento do problema procura-se realçar a tomada de consciência do problema por parte da comunidade internacional. É feita referência como estas novas perspectivas têm feito o seu caminho desde documentos orientadores de política ambiental e gestão da água (*soft-law*) até à sua transposição para as leis e regulamentos dos países. Adicionalmente são identificados os principais desafios com os quais que o sector da

água se depara, nomeadamente o conflito entre os usos humano e ecológico e os problemas de subfinanciamento.

O **capítulo 2** procede à caracterização do sector da água descrevendo de forma sucinta como o recurso é utilizado actualmente, realçando o consumo em cada sector e apresentado o diagnóstico acerca da sustentabilidade do uso actual. Neste capítulo é discutida a escassez física e económica do recurso e são introduzidos os constrangimentos de ordem tecnológica e financeira que caracterizam presentemente o sector e motivaram a adopção de uma política da água com uma forte componente económica.

O **capítulo terceiro** expõe os problemas ambientais dentro da perspectiva da ciência económica. Neste capítulo são introduzidos alguns dos pressupostos neoclássicos nos quais a ciência económica actual se baseia, nomeadamente os princípios da racionalidade e da utilidade. Será ainda discutido o valor económico da água e possíveis métodos de valorização e discutidas as falhas de mercado para a água. No final é feita referência à componente prescritiva da ciência económica introduzindo os seus princípios mais importantes e que podem ser aplicados na política da água

No **capítulo 4**, é estudada a evolução da política para a água e a valorização sociocultural que comunidades fazem da água, aludindo a seu carácter simbólico. Adicionalmente é analisada a forma como os governos e Estados têm vindo a alterar o seu papel na política da água passando de fornecedores a reguladores, aludindo brevemente às motivações e argumentos que estão na base deste processo. Serão introduzidos os IE propriamente ditos e a forma como estes lidam com as questões das externalidades ambientais, gestão da escassez e prestação de serviços ecológicos. Será descrita a forma como operam bem como aquilo a que se propõem e identificados quais os pré-requisitos para garantir o sucesso de uma abordagem baseada nesta política de incentivos económicos.

No **capítulo 5**, são identificados e desenvolvidos os critérios para avaliação do desempenho dos IE com base no trabalho desenvolvido ao longo dos capítulos anteriores.

No **capítulo sexto**, com o auxílio dos critérios desenvolvido no capítulo anterior é feita uma breve análise de casos de estudo das experiências internacionais onde os IE foram aplicados

2. CARACTERIZAÇÃO DO SECTOR A NÍVEL MUNDIAL

2.1 RECURSO ÁGUA

A água é um recurso distinto da maioria dos outros, pelo que o estabelecimento de políticas para este sector não é um exercício trivial. Primeiramente a água tem características físicas particulares. O ciclo hidrológico (Figura 2.1) fornece um fluxo permanente de água mas este é irregular e imprevisível. Embora grandes quantidades sejam recicladas através deste processo apenas uma fracção se encontra anualmente disponível para consumo humano (Tietenberg, 2003). Para além dos factores sazonais, a água reparte-se de forma desigual pelo planeta causando situações de escassez física em muitas regiões e abundância noutras.

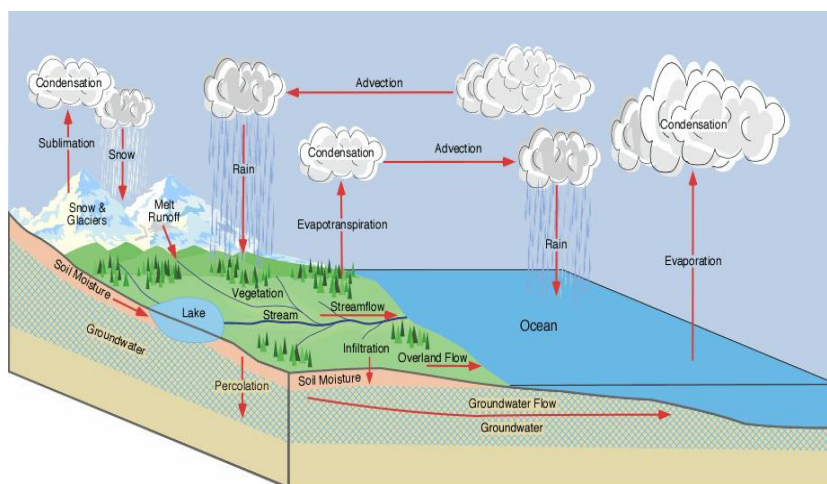


Figura 2.1 Ciclo Hidrológico (Fonte: Hubbart, 2013)

A água pode comportar-se tanto como um recurso renovável quando é acedida a um ritmo e a um custo marginal constante, ou como um recurso não-renovável quando não é reposta numa janela temporal socialmente útil correspondente aos padrões de consumo humano (Gleick e Palaniappan, 2010). Quase toda a totalidade da água no planeta Terra encontra-se presente nos oceanos (97%). A água para consumo humano provém essencialmente de duas fontes: água superficial e água subterrânea. Para fazer face à irregularidade e imprevisibilidade é necessário dispor destas fontes (aquíferos subterrâneos, lagos, albufeiras, etc.) gerindo-os com precaução.

O ritmo de depreciação dos aquíferos tem vindo a aumentar desde os anos 60 sendo expectável que continue a crescer no futuro próximo com consequências também no aumento do nível do mar. (Wada *et al* 2010). Outro exemplo muito recorrente na literatura é o caso do Mar Aral em que

contínuos desvios de água de rios afluentes causaram a destruição do ecossistema e desencadearam uma série de problemas ambientais como a extinção de dezenas de espécies piscícolas (Gleick, *et al*, 2002; Holden e Thobani, 1995).

No que se refere ao consumo, o sector agrícola apresenta-se como o maior consumidor de água a nível global, sendo responsável por cerca de 70% dos consumos totais deste recurso, a indústria é responsável por 19% e o uso doméstico representa apenas 11% (Figura 2.2).

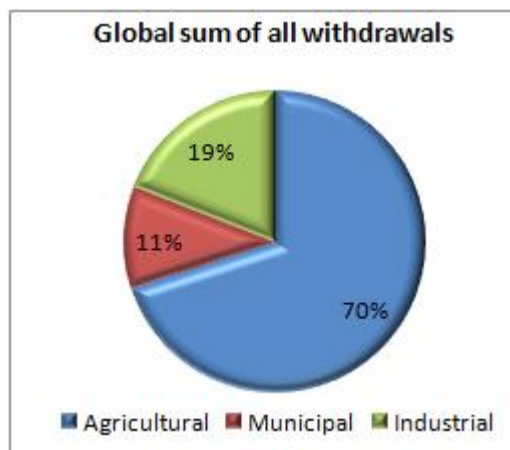


Figura 2.2 Usos Consumptivos de água por sector de actividade (fonte: FAO-Aquastat 2013)

A disponibilidade de recursos hídricos é altamente sensível às variações do clima. Segundo o IPCC (2008), uma das principais preocupações constantes no VI relatório técnico do IPCC tem a ver justamente com a incapacidade das actuais práticas lidarem com os impactos das alterações climáticas, nomeadamente com a incerteza associada aos factores climáticos. O mesmo relatório aponta como medidas de adaptação, o uso de incentivos económicos para a conservação da água e na promoção do seu uso eficiente.

A abertura das fronteiras nacionais ao comércio internacional faz com que a água circule através do globo na forma de água virtual³. Do ponto de vista ecológico isto pode representar um problema pois água exportada não contribui para ciclo hidrológico local. No entanto e de acordo com a UNEP (2011) a liberalização do comércio internacional de mercadorias pode contribuir para a conservação de água a uma escala global. Segundo as teorias de comércio internacional⁴ a

³ O termo água virtual refere-se à água incorporada nos produtos agrícolas e industriais. Quando um país exporta estes bens, está a exportar água virtual

⁴De acordo com as teorias, ao se eliminar as barreiras ao comercio (proteccionismo) expandindo do comércio mundial todos os países sairiam a ganhar. (Louçã e Caldas, 2009)

liberalização dos acordos comerciais internacionais levaria a que a produção de bens de grande intensidade hídrica nos países em que esta é escassa fosse substituída por importações de bens produzidos em países em que a água é mais abundante. De acordo Chapagain e Hoekstra (2007), as poupanças obtidas com o comércio internacional em água virtual situam-se na ordem dos 4%.



Figura 2.3 Balanços em água virtual decorrentes do comércio de bens agrícolas (Fonte: UNEP, 2011)

Todavia, mesmo que as políticas comerciais fossem efectuadas tendo como base a água virtual incorporada nas mercadorias e sendo certo que desta forma teríamos tendência para a especialização produzindo perto dos volumes óptimos de água para um determinado bem, a água virtual mantém opacos muitos impactes ambientais, designadamente no que concerne à utilização dos recursos hídricos no contexto dos limites ecológicos locais (Frontier Economics, 2008).

2.2 FORÇAS MOTRIZES DA ESCASSEZ

A escassez pode ocorrer para qualquer nível de procura ou de oferta e torna-se útil distinguir duas forças motrizes de escassez. Aquela que é contingente a factores naturais e aquela que diz respeito factores humanos.

Grande parte dos problemas relacionados com a água decorre de pressões directas sobre os recursos mas também de pressões indirectas. A necessidade de fazer face às necessidades de uma população em crescimento e cada vez mais próspera tem colocado grande pressão nos recursos hídricos a nível global. Um dos Objectivos de Desenvolvimento do Milénio (ODM) é justamente diminuir até 2015 a população sem acesso a água potável e ao saneamento adequado para metade. Como tal, a previsão para os próximos anos é que a procura aumente significativamente (Figura 2.4)

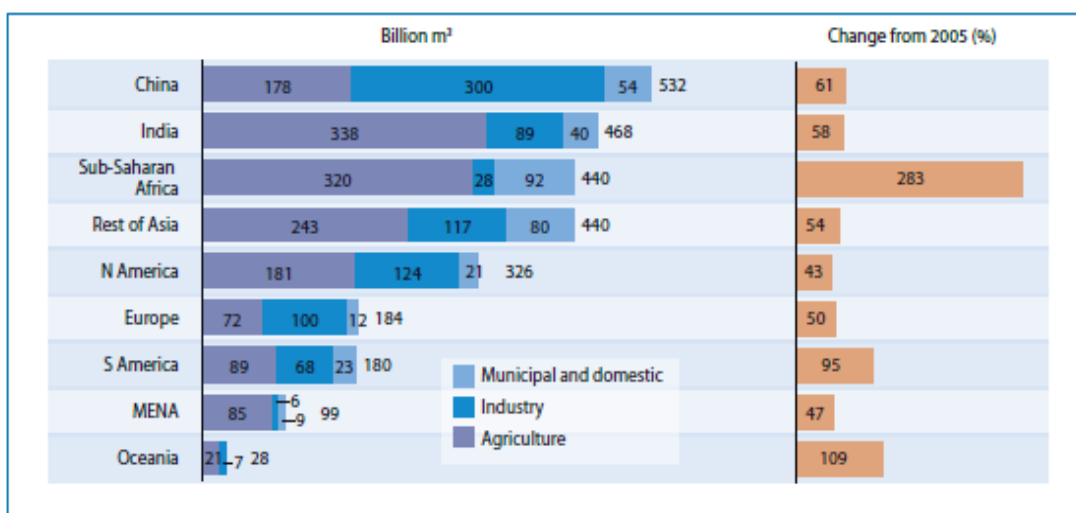


Figura 2.4 Aumento da procura de água previsto para 2030 (Fonte: Water Resources Group,

A interdependência entre água, comida e energia é uma das mais importantes questões com que a gestão da água actualmente se depara. Como consequência do papel central que a água desempenha na produção e segurança alimentar, esta assume-se é um factor limitante ao necessário aumento da produção alimentar para cumprir com os objectivos de desenvolvimento humano (Nellmann, *et al* 2007).

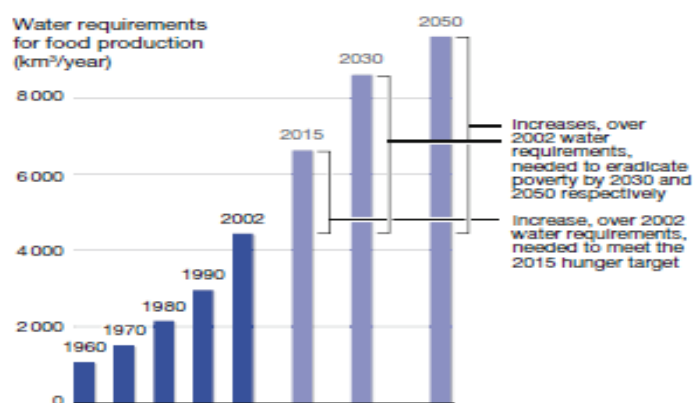


Figura 2.5 Necessidade de água para produção alimentar (Fonte: Nellmann *et al*, 2007)

O crescimento populacional e o aumento dos padrões de vida colocam uma pressão acrescida no recursos hídricos. Segundo as previsões é de esperar um acréscimo em cerca de 2.4 biliões de pessoas em 2030. Além disso, os países em desenvolvimento tentam erguer-se da pobreza e melhorar os seus padrões de vida. Com o aumento dos rendimentos das famílias e a crescente urbanização é expectável uma mudança nos hábitos alimentares para dietas mais ricas e mais variadas, levando a uma mudança nos padrões de consumo para alimentos mais intensivos em água

como a carne (Nellmann *et al*, 2007). Embora do ponto de vista do consumo específico de água por unidade de riqueza se verifique um aumento da eficiência (United Nations, 2009) o consumo per capita de água tem duplicado a cada 20 anos (Barlow e Clarke, 2002). A tudo isto ainda acresce que muita da água hoje tem vindo a ser cada vez mais contaminada por poluentes e como consequência menos água está disponível para uso requerendo custos muito elevados para torná-la utilizável. Apesar de melhorias nalgumas regiões, a poluição da água tem aumentado globalmente (WWAP, 2008)

2.3 RESPOSTAS DO LADO DA OFERTA

Durante a maior parte do século XX, os decisores políticos privilegiaram o desenvolvimento de políticas do lado da oferta na forma de soluções técnicas e de engenharia para extrair, armazenar e distribuir água. Existem factores que mitigam a escassez dos recursos nomeadamente a descoberta de novas fontes, o progresso tecnológico e a substituição (Tietenberg, 2003). Devido à construção de barragens, nos últimos 20 anos cerca de 2.4 mil milhões de pessoas passaram a ter acesso a água potável e mais de 600 milhões passaram a ter acesso a saneamento. No entanto, para além de serem projectos altamente onerosos, estas soluções também têm um elevado impacto ambiental e contribuem para a degradação dos ecossistemas. (Aylward *et al*, 2005).

A descoberta de novas fontes de captação não é um processo que possa decorrer indefinidamente sem esbarrar em constrangimentos de ordem económica uma vez que a extracção de recursos naturais renováveis encontra-se sujeita à lei da diminuição de retorno à medida que o recurso vai sendo extraído. (Tietenberg, 2003; Rosa, 2012) No que diz respeito ao progresso tecnológico, a dessalinização é um exemplo de uma *backstop technology*⁵ que se tornou economicamente viável em muitas zonas (Gleick e Palaniappan, 2010; Zhou e Tol, 2004).

⁵ Uma *backstop technology* é definida como uma nova tecnologia de produção de um produto substituto usando como inputs recursos abundantes.

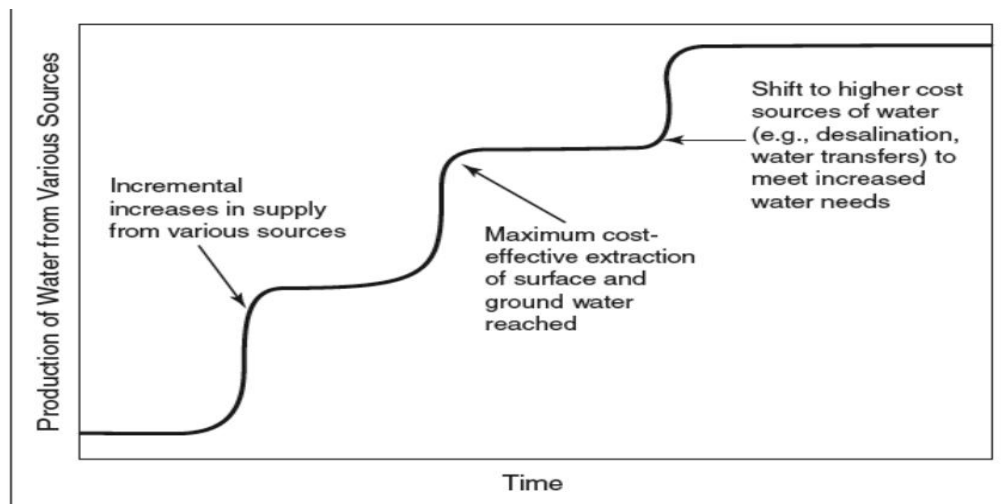


Figura 2.6 Efeito de uma *backstop technologies* (Fonte: Gleick e Palaniappan, 2010)

Todavia, na grande parte dos casos a dessalinização ainda é uma tecnologia com custos proibitivos, pois além de ser consumidora intensiva de energias (sobretudo a partir de combustíveis fósseis que contribuem para o aquecimento global), esta ainda é responsável pela produção de um subproduto letal de salmoura salina, causador de poluição marinha quando depositado nos oceanos a altas temperaturas. (Barlow e Clarke, 2002; Zhou e Tol, 2004)

A possibilidade de encontrar recursos abundantes que podem substituir recursos escassos é uma outra forma de mitigar os impactos da escassez. Porém (para além da água salgada através da dessalinização) não existem substitutos para a água doce da mesma forma que existem por exemplo para os hidrocarbonetos na produção de energia. Estes últimos podem ser substituídos pelo vento, sol, entre outros. (Gleick e Palaniappan, 2010).

2.4 RESPOSTAS DO LADO DA PROCURA

É de salientar que a inovação tecnológica foi capaz de resolver muitos problemas no passado e ainda hoje tem contribuído para a sua segurança no aprovisionamento. Porém, segundo a *Water Resources Group* (2009) a manter-se o cenário actual e considerando o aumento das captações e melhorias na eficiência industrial e agrícola, em 2030 não será possível evitar um desfasamento entre a aquela que será a procura e a oferta de água, sendo que só haverá disponibilidade para 40% das necessidades. (Figura 2.7).

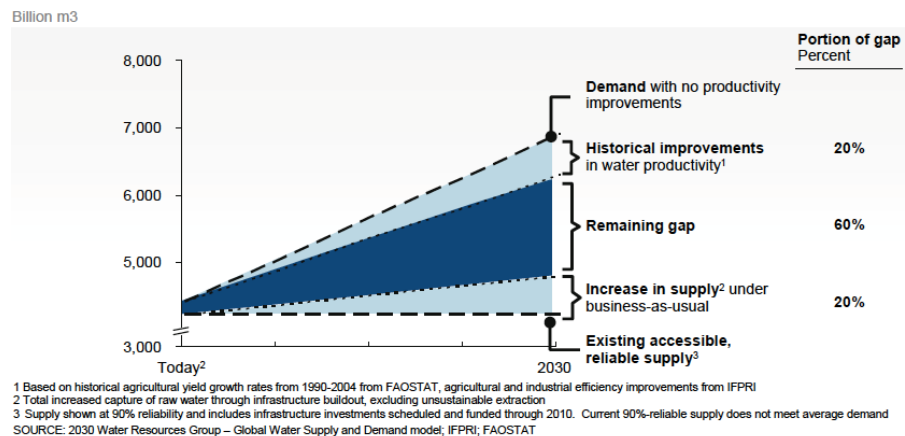


Figura 2.7 Lacuna entre a oferta e procura previsto para 2030 (Fonte: Water Resources Group, 2009)

Na sua fase expansionista o sector da água desenvolve-se à medida que as economias crescem e quando a água é abundante as políticas para água tendem a ser simples e apenas casualmente aplicadas. No entanto o sector encontra-se actualmente na sua fase madura. Esta fase caracteriza-se do ponto de vista económico pela existência dos custos financeiros e ambientais em fornecer novas quantidades de água serem superiores aos benefícios económicos que podem obtidos (Randall, 1981). De acordo com Lee e Jouravlev (1998) as principais características do sector nesta fase são:

- Oferta inelástica
- Procura crescente
- Infra-estruturas obsoletas
- Competição crescente entre usos
- Conflitos e externalidades cada vez mais comuns
- Subsidição do lado da oferta cada vez mais cara

Na fase madura a realocação das quantidades de água existentes pelos diferentes usos passa a ter menores custos do que procurar novas fontes. (Randall,1981; Crase, 2011,National Water Commission, 2011) e ao contrário do que acontece quando a água é relativamente abundante, a escassez amplifica a rivalidade pelo recurso e desencadeia os conflitos que só podem ser resolvidos com a adopção de políticas que actuem do lado da procura.

Assim, é urgente a adopção de novas e melhores formas de alocação entre diferentes usos (incluindo ecológicos) capazes de conservar o recurso aumentando a produtividade de cada unidade de água. Estas políticas traduzem-se por um conjunto de acções de gestão da procura de água que podem passar pelo aumento da eficiência económica global de sua utilização ou pela sua realocação inter ou intra-sectorial. (FAO, 2012).

A Economia como ciência que estuda a alocação de recursos escassos pela sociedade contém as ferramentas para auxiliar os decisores na *criação* das necessárias políticas do lado da procura. A ciência económica pode ajudar na melhoria das alocações da água ao informar os decisores políticos e os utilizadores dos seus custos e benefícios sociais totais, nomeadamente através de mecanismos como direitos de propriedade e esquemas de incentivo baseados no preço.

3. PERSPECTIVA DA ECONOMIA DA ÁGUA

3.1 NATUREZA NA HISTÓRIA DO PENSAMENTO ECONÓMICO

Na história do pensamento económico sempre esteve presente a ideia da existência de uma ligação entre a lei natural e a economia humana. Esta ideia remonta ao século XVIII e ao tempo da Fisiocracia, quando François Quesnay e seus pares fundaram esta escola de pensamento (Rosa, 2012). Os fisiocratas defendiam que o processo económico está sujeito a certas “forças” que operam independentemente da vontade humana, designando-as de lei natural. Esta corrente de pensamento afirmava que os recursos naturais designadamente os terrenos agrícolas férteis eram a fonte de toda riqueza material. (Cleveland, 1999).

Na base do pensamento económico actual, está pressuposto de que o Homem perante uma decisão económica age como um ser maximizador de bem-estar (Adaman e Ozkaynak, 2002). Este foi o ponto de partida para o estabelecimento da tradição económica neoclássica ou como hoje denominada a síntese neoclássica. Com a revolução marginalista e a teoria de preço baseada nos conceitos de utilidade e rendimento marginal, o mercado consagra-se como o meio pelo qual o equilíbrio entre a oferta e a procura pode ser atingido. Nesta óptica a abordagem económica baseia-se em três pressupostos fundamentais (Nunes, 2008):

- A Economia é uma ciência de escolha.
- O indivíduo, agora visto como uma “máquina maximizadora de bem-estar”. (*homo economicus*⁶), é dotado da capacidade de cálculo económico.
- O preço como indicador de escassez relativa funciona como orientador das escolhas de cada um dos agentes económicos.

A disciplina da Economia do Ambiente evolui da escola neoclássica e fornece um enquadramento para a relação entre o ambiente e economia. (Adaman e Ozkaynak, 2002). Partindo do mesmo ponto de vista epistemológico e mantendo todas as categorias operacionais da sua predecessora, esta perspectiva económica essencialmente afiança que a não existência de mercados para bens e

⁶ Na ciência Económica o termo *homo economicus* designa visão do ser humano como um indivíduo com maximizador de utilidade enquanto consumidor e o o lucro enquanto produtor

serviços ambientais é responsável pelo falhanço dos agentes económicos em reconhecer o valor dos mesmos.

A tradição da economia institucional surge como complemento às abordagens económicas neoclássicas/ambientais, adicionando à análise os efeitos dos contextos socioeconómicos e das relações de poder que geralmente não são capturadas nas abstracções teóricas características da economia do ambiente (Medalye, 2010). O *homo economicus* actua com graus de liberdade diferentes consoante a situação em que se encontra e muito dificilmente possui a capacidade de atribuir o valor correcto aos bens e serviços ecológicos.

Esta evidência tornou-se mais clara na trabalhos empíricos de Elinor Ostrom e seus colegas (e.g: Ostrom, 2010) em que foi demonstrado o papel preponderante que as instituições têm no sucesso de qualquer política que vise “acertar nos preços”. Estas redes de recursos institucionais são hoje designadas por capital social. (Groenfeldt s.d).

A economia ecológica surge da tradição institucional. Enquanto a economia ambiental separa a natureza da esfera socioeconómica, considerando-a como prestadora de serviços a economia ecológica lida com a natureza de um forma integrada. Ao estudar o sistema económico como uma componente de um amplo sistema ecológico, a economia ecológica exige uma abordagem multidisciplinar, fundindo as ciências naturais com a ciência económica.

Outro conceito muito importante é o de *capital natural*. Dentro da lógica neoclássica o valor criado na produção de bens ou serviços distribuído pelos três factores de produção: a *Terra*; o *Trabalho* e o *Capital*. Esta distribuição da riqueza é efectuada na forma de renda para o proprietário da terra, em forma de juro para quem avançou o capital para investimento e na forma de salário para o trabalhador de acordo com a contribuição destes agentes na produção de valor (Nunes, 2008). Esta teoria da distribuição de rendimentos encobre a contribuição do capital natural na produção de valor.

O capital natural pode ser entendido como a capacidade que a natureza tem de fornecer os *inputs* como matéria prima e energia, e assimilar os *outputs* como a poluição gerada nos processos produtivos (Costanza *et al*, 1998). Estes serviços ecológicos são tipicamente prestados e consumidos independentemente das transacções de mercado e encarados como externalidades e contabilizados *ad hoc*. Como em regra não são contabilizados, também não são remunerados pela sua contribuição na produção de riqueza (Rosa, 2012). A conservação dos stocks de capital natural permite assim a provisão sustentada de serviços ecológicos futuros, pelo que o investimento em capital natural é imperativo quando se pretende que este fluxo de capital não seja interrompido (Lovins *et al*, 1999).

3.2 VALOR ECONÓMICO DA ÁGUA

Sempre que a água está disponível de forma ilimitada, esta é gratuita no sentido económico do termo. A água só adquire valor no sentido económico quando a sua oferta é inferior à sua procura. Sendo escassa e ter de servir diversas finalidades havendo rivalidade no seu uso, é-lhe conferida valor económico. (Ward e Michelsen, 2002)

Do ponto de vista económico uma decisão deve ser baseada na compreensão dos efeitos que as pequenas ou marginais mudanças nos ecossistemas têm no bem-estar. O conceito de valor económico total (Figura 3.1) abarca todos os benefícios que o Homem tira do capital natural, nomeadamente o seu valor de uso (directo e indirecto), valor não-uso, valor de opção e valor de existência. O valor económico total pode ser entendido como a disponibilidade para pagar pelo uso ou conservação de um recurso natural (Pascual e Muradian, 2010)

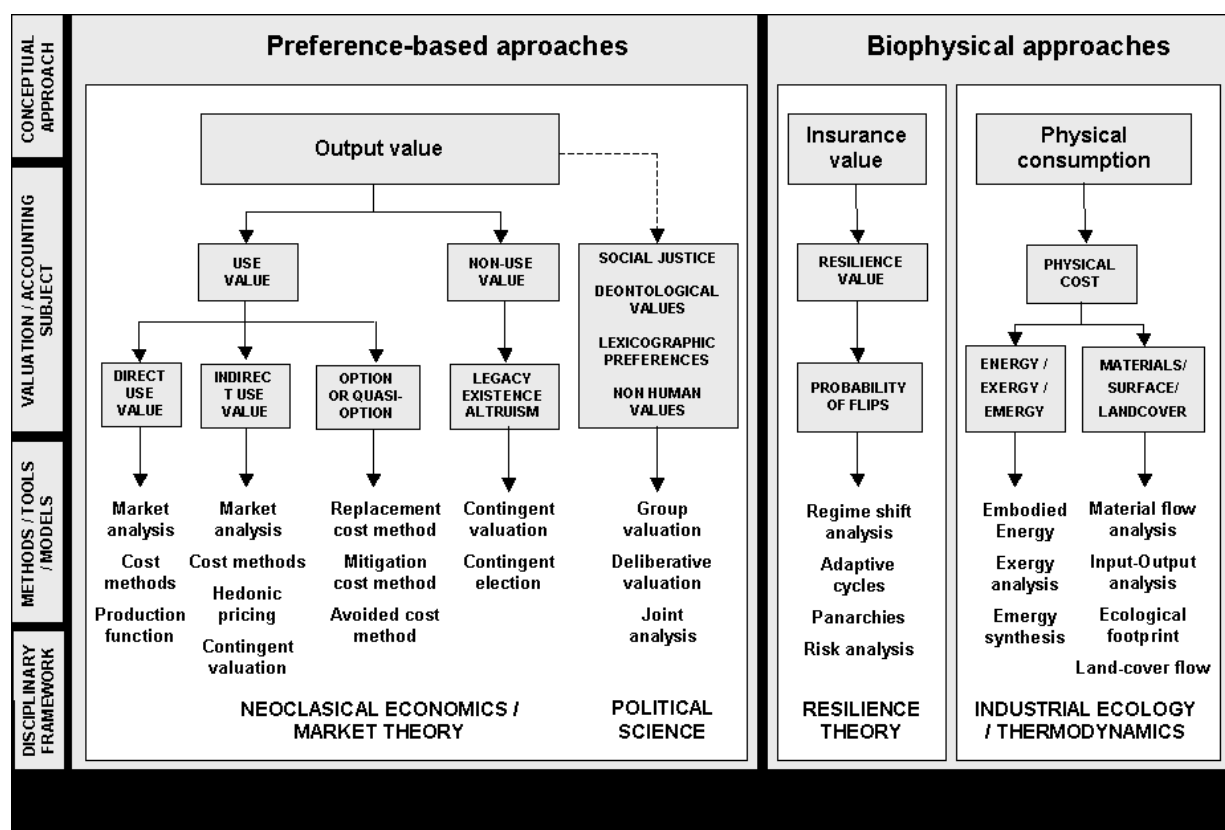


Figura 3.1 Valor Económico Total (Fonte: Pascual e Muradian, 2010)

A valorização da água é fundamental para a sua gestão pois pode ajudar os decisores na escolha entre diferentes alternativas de política e reconhecer as opções que simultaneamente contribuem

para uma melhoria do bem-estar. A valorização monetária dos recursos naturais geralmente envolve a associação de uma unidade monetária a um determinado serviço ecológico para qual não existe mercado (Olmstead, 2010, Field e Field, 2005). Não havendo mercados para a maior parte dos bens ambientais é necessário que estes sejam estimados através de métodos de valorização.

Os métodos de valorização económica podem ser classificados em quatro tipos: (1) avaliação directa de mercado, (2) avaliação indirecta do mercado, (3) avaliação contingente e (4) avaliação de grupo (de Groot *et al*, 2002).

Estes métodos assumem que o indivíduo é capaz de atribuir correctamente valor aos bens e serviços ambientais. Tratando-se portanto de uma abordagem baseada na preferência individual dos agentes económicos esta é altamente problemática.

Primeiramente os indivíduos têm sensibilidades diferentes pelo que a disponibilidade para pagar ou aceitar difere grandemente para o mesmo bem ambiental. Nas situações em que água tem um forte valor cultural ou significado simbólico, esta pode ser valorizada de modo diferente consoante a cultura (Gleick *et al*, 2002).

Em segundo lugar a disponibilidade para pagar ou aceitar varia em função do rendimento do indivíduo, sendo portanto por vezes mais bem empregue o termo “capacidade para pagar”. Ao colocar o valor que um indivíduo atribui ao ambiente dependente da disponibilidade em pagar/aceitar, seria plausível concluir que as pessoas com menos rendimentos valorizassem menos o meio ambiente o que não é necessariamente verdade (Bakker e Matsuno, 2001).

Em terceiro lugar as abordagens conservacionistas que se baseiam na preferência dos consumidores por meio da sua disponibilidade de pagar/aceitar devem ter em consideração, como em qualquer outro esquema que use o preço como guia na alocação de recursos, o efeito que o preço tem na procura. Se o sucesso de uma determinada política de conservação estiver dependente de um preço mais elevado que traduza a escassez ou uma externalidade ambiental, esta não produzirá os efeitos desejados se os agentes manifestarem disponibilidade financeira para aceitar esse dano.

Por último podemos ainda referir que muito dificilmente um indivíduo comum, tem a capacidade de compreender a complexidade biofísica da natureza e só com muito optimismo é de crer ser possível chegar-se a um valor socialmente óptimo de qualquer bem ambiental com base nas preferências individuais de um indivíduo comum (Medalye, 2010). Young (1997) nota que o consenso científico em torno da preservação de uma determinada espécie pode ser contrariado pelo resultado de uma avaliação contingencial na qual os indivíduos consideram que o custo da sua protecção é superior ao benefícios.

Justamente por estarem sujeitos às preferências individuais dos consumidores, a formação de preços através de mecanismos mercados, reais ou hipotéticos, não conseguem por si só considerar as questões de escala e sustentabilidade. Como afirma Daly (1970) *in* Nadeau (2011):

“a distribuição e escala envolvem relações com os pobres, com o futuro, e outras espécies que na natureza são sociais e não individuais”, ..., “pretender que estas escolhas se façam no mesmo plano de escolhas entre pastilhas elásticas e tabletes de chocolate faz parte de uma redução retrograda de todas a escolhas éticas ao nível de gostos pessoais em função dos rendimento”.

3.3 FALHAS DE MERCADO

A teoria económica sugere que em determinadas condições, os mercados fornecem os incentivos necessários ao uso eficiente dos recursos. Estas condições podem ser mais ou menos restritivas de acordo com o recurso e o mercado em questão (Livingston, 1997). Na realidade o mercado nem sempre conduz a uma alocação eficiente. O preço e o valor nem sempre coincidem e quando os custos sociais e ambientais decorrentes da actividade económica não se traduzem no preço dão origem às *falhas de mercado* (Adaman e Ozkaynak, 2002; Antunes e Santos, 1999).

Uma falha de mercado pode ocorrer através da inexistência de mercados para externalidades e bens públicos, do falhanço em transmitir informação adequada aos agentes, de restrições à concorrência (monopólios) e do funcionamento deficiente das instituições. (Turner *et al*, 2004). Nestas condições o *homo economicus* é incapaz de fazer aquilo para que está “programado”, isto é maximizar o seu bem estar.

3.3.1 MERCADOS IMPERFEITOS

Esta falha de mercado dá-se quando a produção de um determinado bem foge aos pressupostos de funcionamento de mercado em concorrência perfeita. (Antunes e Santos, 1999). Em regime de monopólio os agentes privados tendem a maximizar os seus lucros produzindo abaixo das quantidades eficientes praticando preços artificialmente inflacionados (Friedman, 2004). Em contrapartida, um mercado competitivo tem o potencial de alocar recursos de forma eficiente entre usos concorrentes. O princípio da racionalidade impera ao assumir que o consumidor vai maximizar a sua utilidade, o produtor os seus lucros, e que nestas condições será alcançada óptimo de Pareto, isto é a um estado em que não se pode melhorar a situação de um indivíduo sem piorar a de um outro (Chong e Sunding, 2006; Adaman e Ozkaynak, 2002)

Todavia, quando estamos a falar da água, é preciso notar que a provisão deste bem tende a ser naturalmente monopolística devido às economias de escala associadas à sua distribuição em rede. Quando existem economias de escala, o custo médio diminui à medida que a cobertura do serviço

aumenta. Uma única rede de distribuição ou um único grande reservatório possuem menores custos comparativamente a uma distribuição em múltiplas redes ou a partir de reservatórios menores dimensões (Gleick *et al*, 2002).

É de notar porém, que estes monopólios naturais quando não regulamentados, podem ter efeitos perversos. A falta de concorrência, embora justificada na base da racionalidade económica, pode resultar numa falta de incentivo para inovar e ganhar eficiência e consequentemente tal fenómeno pode se reflectir em preços elevados aos consumidores (Olmstead 2010).

Se as economias de escala fazem com que seja economicamente irracional que a captação e distribuição de água se processem em condições concorrenciais, o mesmo não se passará nas situações em que a água é um factor produtivo e portanto um custo de produção. Por exemplo, na agricultura, a concorrência entre vários produtores de bens agrícolas incentivará à poupança de todos os custos de produção (como é a água) por forma a obter vantagem no mercado. Os agentes privados no mercado são movidos pelo lucro e como tal são incentivados a procurar matérias primas mais baratas e combiná-las da forma mais eficiente economizando os custos.

3.3.2 EXTERNALIDADES

Uma transacção entre duas partes pode dar origem a efeitos não intencionados a terceiros. Os custos ou benefícios resultantes da actividade económica que recaem sobre partes não envolvidas nessa transacção são conhecidas como externalidades. Esta falha de mercado ocorre sempre que o bem estar de um agente não depende exclusivamente das suas actividades mas está dependente da actividade de terceiros. (Tietenberg, 2003).

Do ponto de vista económico, as externalidades ocorrem sempre que o custo marginal privado é inferior ao custo marginal social no caso de ser uma externalidade negativa, ou quando os benefícios marginais sociais são superiores aos benefícios marginais privados no caso de uma externalidade positiva (Field e Field, 2005). As externalidades relacionadas com a gestão da água têm uma origem muito diversa. De um maneira geral podem ser causadas pela extracção, desvio e armazenamento de água, pela poluição do dos caudais de retorno ou pelo mau uso do solo. (Plant *et al*, 2007). A literatura de economia ambiental tem desenvolvido desde o início da década de 1960 uma série de métodos para valorizar os benefícios "invisíveis" dos ecossistemas, com o propósito de incorporá-los numa análise de custos-benefícios e internalizar as externalidades. (Pascual e Muradian, 2010)

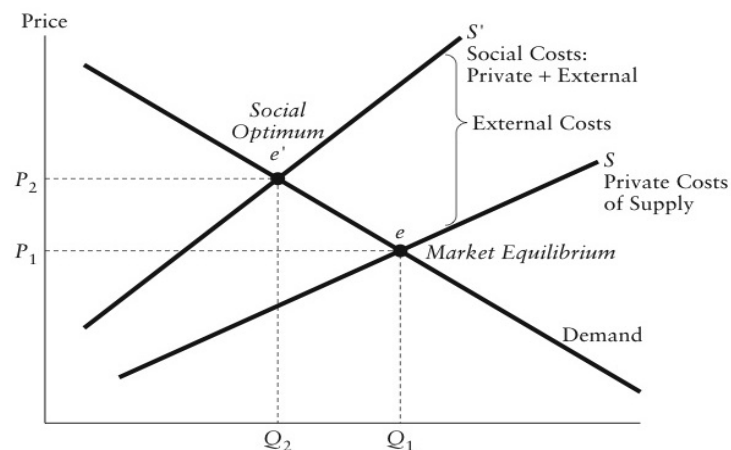


Figura 3.2 Representação gráfica de uma externalidade negativa (Harris 2006, *in* Santos e Videira 2008)

Sempre que uma quantidade da água extraída por um utilizador não é completamente consumida e regressa ao curso de água na forma de um caudal de retorno que pode originar externalidades positivas e ou negativas (Rios e Quiroz, 1995). A actividade a montante de um curso de água pode alterar a qualidade e quantidade dos caudais de retorno, custos adicionais nos utilizadores a jusante. Por outro lado um aumento na eficiência de irrigação a montante deixa mais água disponível para os utilizadores a jusante ou para os ecossistemas (Turner *et al*, 2004).

Em segundo lugar a água não precisa de ser extraída do seu curso natural para gerar benefícios económicos. Os caudais ecológicos são responsáveis pela manutenção dos habitats dos animais selvagens, ou oportunidades para a recreação ecológica. Sempre que os usos consumptivos introduzem alterações na regularidade e qualidade destes caudais, pode ocorrer uma diminuição dos benefícios líquidos totais sociais (Lee e Jouravlev, 1998; Olmstead, 2010)

3.3.3 BENS PÚBLICOS E BENS COMUNS

Por definição um bem público pode ser consumido sem diminuir a sua disponibilidade (não-rival) como também é impossível limitar o acesso de um indivíduo a esse bem (não-exclusivo). Quando um indivíduo pode obter um benefício sem ter de pagar tem a tendência racional de agir de forma oportunista e não contribuir para a sua provisão. Esse indivíduo é designado por *free-rider* (Field e Field, 2005).

Quando a água é alocada a usos consumptivos tais como usos agrícola geralmente apresenta um carácter de bem privado (Olmstead, 2010) mas por outro lado a água para usos não consumptivos como caudais ecológicos possui as características de bem público devido ao seu alto grau de não-exclusividade (Lee e Jouravlev, 1998). Para um bem público os preços não conseguem reflectir o

benefício marginal social (como no caso dos bens privados) e não há mercados capazes de os distribuir eficientemente. Como o actor privado não consegue excluir os beneficiários não pagantes e captar totalmente o retorno do seu investimento, a oferta destes bens tende a ser insuficiente. (Samuelson e Nordhaus, 1954).

Tabela 3.1 Bens Públicos e Bens Comuns

	Exclusivos	Não-Exclusivos
Rivais	Bens privados: Água para consumo municipal ou agrícola	Bens Comuns: aquífero fóssil
Não-Rivais	<i>Club Goods</i> : Amenidades relacionadas com a água	Bens Públicos: Serviços ecológicos

Já os bens comuns são aqueles que embora não sejam exclusivos são rivais podendo ser acedidos livremente. Nestas circunstâncias os agentes económicos ao perseguir os seus próprios interesses, ignoram as consequências das suas acções quer sobre o recurso quer sobre terceiros (Johansson *et al*, 2002). Este é o fenómeno conhecido como a tragédia dos comuns e foi descrita assim pelo biólogo americano Hardin (1968):

“A Ruína é o destino que espera todos os homem que perseguem o seu melhor interesse numa sociedade que acredita na liberdade dos comuns. A liberdade dos comuns trás a ruína total”

3.3.4 DIREITOS DE PROPRIEDADE

O valor de um bem no mercado é dado pelas condições de oferta e procura, mas para se realizarem trocas é necessário que existam direitos estabelecidos sobre o bem ou serviço que se pretende trocar. Esses direitos designam-se por *direitos de propriedade* e referem-se a direitos, privilégios e limitações para o uso de um determinado bem. (Tietenberg, 2003).

Nos casos em que os direitos de propriedade associados aos recursos naturais não estão atribuídos ou estão atribuídos de forma deficiente ocorre uma falha de mercado. Com os direitos de propriedade bem definidos, os proprietários dos direitos ao recurso são incentivados a usá-lo eficientemente uma vez que uma perda de valor do recurso coincide com a sua perda pessoal (Keohane e Olmstead, 2007). A titularidade destes direitos pode recair tanto no indivíduo, num grupo, no Estado ou sobre ninguém em específico. Uma estrutura de direitos de propriedade eficiente deve ter os seguintes requisitos (Tietenberg, 2003):

- **Universalidade:** Todos os direitos estão definidos e são de posse privada

- **Exclusividade:** Todos os custos e benefícios devem reverter exclusivamente ao seu titular afastando possibilidade da ocorrência de fenómenos *free-rider*
- **Transferibilidade:** Todos os direitos devem ser transferíveis voluntariamente entre os titulares
- **Capacidade de fazer cumprir:** Os direitos devem estar protegidos de serem involuntariamente tomados por outros.

Tabela 3.2 Regimes de Direitos de Propriedade e Requisitos (Fonte: Pierce *et al*, 1995 in Turner *et al*, 2004)

Requisitos	Regime de Direitos de Propriedade			
	Propriedade privada	Propriedade comum	Propriedade do Estado	Livre acesso
Universalidade	Sim	Sim para o grupo	Não	Não
Exclusividade	Sim (excepto na presença de externalidades e na provisão de bens públicos)	Sim para o grupo	Não	Não
Transferibilidade	Sim	Sim para o grupo	Não	Não
Capacidade de fazer cumprir	Sim (Sanções legais e sociais)	Sim (sanções legais e sociais)	Sim (sanções legais e sociais)	Não
Eficiência	Eficientes, mas ineficientes na presença de externalidades e bens públicos	Eficientes, mas em muitos casos existe o risco de colapso	Ineficientes, ocorrem falhas de governo	Ineficientes não incentivam a conservação do recurso

A definição de direitos de propriedade não é só meramente uma questão económica mas sobretudo é uma questão legal (Young e Mcoll, 1998). O seu estabelecimento exige frequentemente uma reforma dos sistemas de direitos de água existentes previamente (Rosegrant e Binswagner, 1995). Os Direitos de propriedade de água são geralmente baseados em uma das três tradições legais (Holden e Thobani, 1995; Hodgson, 2006):

- *Riparian rights*: ligados à terra: quem é proprietário de terras contíguas ao curso de água pode usar a mesma desde que deixe quantidades para utilizadores a jusante.

- *Prior Rights*: envolve atribuição de direitos mediante certas condições, como por exemplo o uso benéfico da água ou a regra *use it or lose it*
- *Public allocation*: envolve a alocação pública de água

O carácter evasivo da água faz com os direitos de propriedade sejam difíceis de aplicar. As dificuldades na definição dos direitos de propriedade prendem-se com vários factores, como por exemplo a variabilidade nos caudais de água, com as dificuldades de medição, com o cumprimento de contractos, com os danos causados a terceiros, com a protecção ambiental e com questões de poder de mercado (Thobani, 1995)

Na maior parte das legislações, os direitos de propriedade da água estão ligados aos direitos de propriedade da terra (Hodgson, 2006). Contudo, a separação dos direitos de propriedade da água dos direitos de propriedade da terra é um importante requisito para a existência de transacções. Desta forma a água é conservada de forma independente das actividades ligadas à terra (Bjornlund e McKay, 2002).

3.4 PRESCRIÇÕES DA TEORIA ECONÓMICA

Para além do diagnóstico dos problemas, a sua conceptualização e ferramentas analíticas para a aferição do valor, a ciência económica contribui com a prescrição de soluções. Neste particular, a perspectiva com a qual se olha para um problema determina geralmente o tipo de soluções encontradas para a sua resolução. Podemos enquadrar a discussão seguinte acerca das prescrições num princípio e duas abordagens: O princípio do custo total e as abordagens baseadas no preço e nos direitos de propriedade.

3.4.1 PRINCÍPIO DO CUSTO TOTAL

O princípio do custo total baseia-se na noção de que a humanidade tem direito a usufruir de um ambiente sustentável e saudável. A aplicação deste princípio em teoria fará com que os utilizadores dos recursos ambientais os tratem de acordo com a sua escassez e importância (Tietenberg, 2003).

Segundo Rogers *et al* (2001) o custo total dos serviços de água inclui vários componentes, incluindo custos operacionais, custos económicos totais (incluindo os custos de oportunidade) e externalidades ambientais.

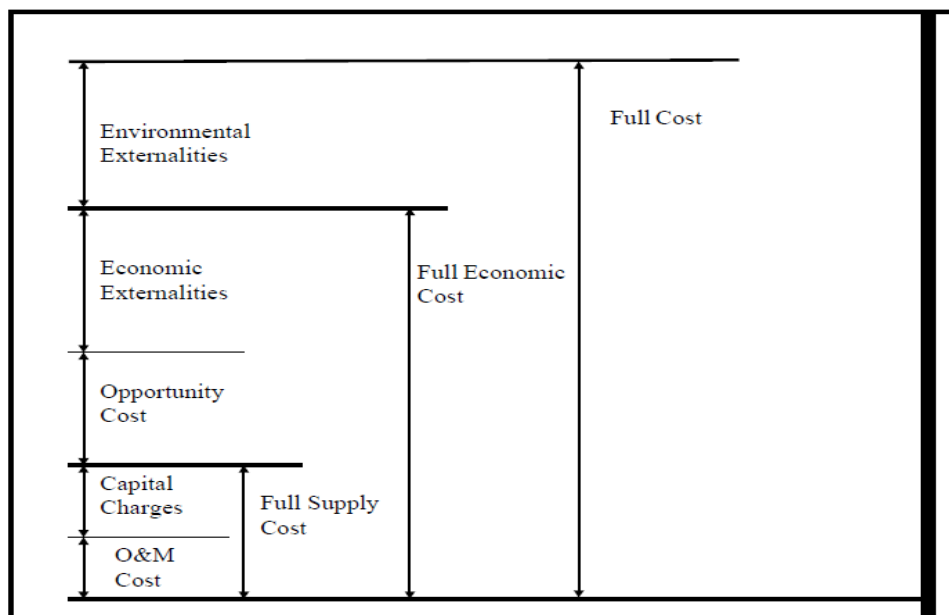


Figura 3.3 Custo total da água Fonte: (Rogers *et al*, 2001)

A água é um recurso utilizado na produção de diversos bens e serviços, incluindo os ecológicos. Como tal a sua alocação envolve necessariamente custos de oportunidade. Em primeiro lugar, há um custo de oportunidade contemporâneo que corresponde ao máximo valor dos benefícios associados ao uso alternativo que se torna indisponível (Field e Field, 2005). Em segundo, quando a água é não renovável existe um custo de oportunidade de não ter água disponível para usos futuros, ou seja custo de oportunidade inter-temporal, que pode ser designado como custo de escassez (*in* Easter *et al*, 1998)

A escolha de um instrumento dependerá do tipo de custos que se pretendem tornar explícitos. A recuperação de custos financeiros pode ser obtida através de um instrumento que pode não ser capaz de tornar explícito os custos de oportunidade ou vice-versa. Para além disso, o peso específico que cada uma das componentes tem no custo total está fortemente dependente do uso para o qual a água é alocada. Geralmente os custos financeiros pesam menos (por unidade de água) para irrigação do que para abastecimento urbano. Exactamente o contrário se passa com os custos de oportunidade, que no caso da irrigação têm um grande peso no custo total mas são relativamente baixos no caso do abastecimento urbano (Briscoe, 1996).

3.4.2 ABORDAGENS BASEADAS NO PREÇO

A teoria económica sustenta que o uso eficiente do recurso dar-se-á sempre que a utilidade marginal de cada metro cúbico de água adicional consumido não exceda os custos marginais de provisão, incluindo os custos de oportunidade. (Monteiro 2009). Qualquer distorção artificial ao do

real custo marginal de provisão que altere a oferta de água resultará numa *deadweight loss* (Briscoe, 1996), ou seja a uma perda para a sociedade como um todo (Keohane e Olmstead, 2007).

Muitas das ineficiências no sector da água devem-se aos preços e tarifas que se encontram abaixo do custo económico total (Rogers *et al*, 2001). Ao assumir que os danos causados ao ambiente decorrentes da actividade económica são fruto da sua não valorização, torna-se imprescindível que os instrumentos desenhados sejam capazes de fechar esta lacuna entre preço e valor. Com a correcta valorização torna-se mais fácil do ponto de vista gestão da água ,conceber eficazmente subsídios, taxas ou outros incentivos públicos.

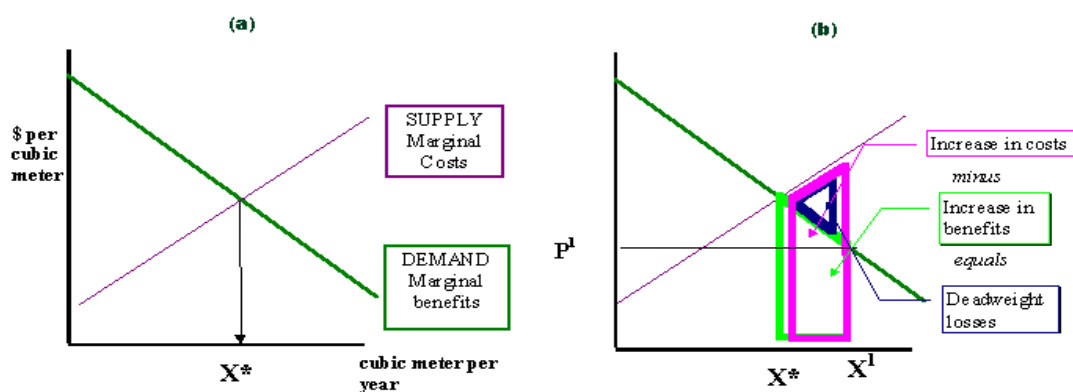


Figura 3.4 Representação gráfica de um *deadweight loss* (Fonte: Briscoe, 1996)

Segundo Turner *et al* (2004) o custo de oportunidade marginal é uma importante ferramenta para conceptualizar e medir os efeitos físicos do consumo de um recurso natural do ponto de vista económico. O custo de oportunidade marginal contempla o custo social total de uma decisão na alocação da água.

Avaliar os custos de oportunidade de água e traduzi-los num preço não uma tarefa propriamente trivial. Esta abordagem envolve muitos graus de liberdade e requer um certo grau de ousadia nas suposições efectuadas acerca os impactos reais (Briscoe, 1996). Enquanto a teoria neoclássica sugere que não existem diferenças entre as abordagens baseadas no preço e as abordagens baseadas em direitos, isto só é verdade se os preços conseguirem reflectir as várias dimensões do usos da água. (Young, 1997)

3.4.3 ABORDAGENS BASEADAS EM DIREITOS DE PROPRIEDADE

Alternativamente às políticas baseadas no estabelecimento de preços, os direitos de propriedade são preferíveis por serem capazes de definir os limites ecológicos ao mercado. O valor de uso da água será então determinado pelas oportunidades de mercado que surgem constringidas aos limites ecológicos definidos nos direitos. (Young, 1997)

A “internalização das externalidades” pressupõe que uma das únicas formas de evitar conflitos económicos envolvem privatização do público em favor de interesses privados e não permitir que existam recursos no ambiente fora da propriedade privada. A introdução de mercados para os serviços ambientais é coerente com os pressupostos neoclássicos uma vez que a conservação de um recurso só será uma preocupação do indivíduo quando coincidir com o seu interesse pessoal. (Medalye, 2010). Por esse motivo, muitos economistas defendem a definição de direitos privados de água e formação de mercados para água (Johansson, *et al* 2002).

De acordo com o teorema de Coase, independentemente das condições de propriedade iniciais, o óptimo social é atingível sem intervenção directa do Governo, por negociação voluntária entre as partes (Keohane e Olmstead, 2007). Num cenário em que informação é perfeita, os custos de transacção baixos e os direitos de propriedade bem definidos, os indivíduos ou comunidades trocariam os direitos até se atingir uma alocação de bens e serviços ecológicos no óptimo de Pareto (Muradian *et al*, 2010).

Provencher e Burt (1993), ao estudar a extracção de água em aquíferos, sugerem que a alocação da água na forma de direitos privados eliminam a tendência para a extracção insustentável uma vez que desta forma o actor não pode extrair aquilo que não é sua propriedade. A única forma de ter acesso a mais água é recorrer ao mercado e adquirir mais direitos a um preço que traduza as condições de escassez do recurso.

Porém como nota Ávila (2012), a noção da água como bem comum decorre também de uma organização social e de uma serie de actividades colectivas que baseadas na cooperação ao invés da competição garantem o direito à água em condições ecológicas adversas. Ainda segundo este autor tais acções colectivas “*exprimem um sentimento de reciprocidade que sustém e reproduz tanto a forma de gestão dos recursos hídricos como também as pessoas que dependem destes*”

4. POLÍTICA NA GESTÃO DA ÁGUA

4.1 ASPECTOS CULTURAIS E ÉTICOS NA POLÍTICA DA ÁGUA

Em 2010 a Assembleia Geral da Organização das Nações Unidas (ONU) declarou o acesso à água potável e ao saneamento como um direito humano. Paralelamente, 18 países reconhecem explicitamente a água como direito humano nas suas constituições (Chociej e Adeel, 2012; Boyd, 2012). As vantagens e desvantagens em tratar a água como um direito humano tem sido amplamente discutidas na literatura. Como nota Pardy (2012), o simples facto de reconhecer a água como um direito humano não é suficiente para resolver os problemas com que o sector se depara, mas por outro lado o direito à água coloca nos Estados a obrigação de desenvolver activamente políticas (e.g: legislação, planos, prioridades, boas praticas de gestão, etc.) que satisfaçam esse direito (Boyd, 2012 e Gleick *et al* 2005).

Além disso, qualquer sociedade ao longo da história estabeleceu uma fronteira ética que separa quais os bens que podem ser transaccionados no mercado daqueles cuja subjugação às leis da oferta e da procura é tida como descabida. Os valores éticos característicos de uma comunidade determinam a relação que estabelece com a Natureza e favorecem certos comportamentos nas questões ambientais (Groenfeldt). Por exemplo a percepção da água como um direito humano desencoraja a sua distribuição aos mercados (Chociej e Adeel, 2012).

O valor simbólico e cultural da água entra frequentemente em choque com as abordagens económicas, uma vez que a noção de que a água deve ser gratuita aparece devido à natureza divina que lhe é atribuída em muitas religiões (Bouguerra, 2005). Tal permitiu que a água fosse acedida livremente sendo este acesso regulado pela comunidade por meio de festividades e rituais e através da criação de direitos para o uso colectivo do recurso. Neste particular, Groenfeldt (s.d) considera que os valores culturais não devem ser aceites simplesmente por serem valores culturais predominantes. Quando estes não promovem comportamentos sustentáveis relativamente à água devem ser alterados, incentivando os agentes a assumir novos comportamentos mais adequados.

4.2 PRINCIPAIS MECANISMOS DE GESTÃO DA ÁGUA

Os mecanismos de gestão e alocação de água caracterizam-se em função das instituições, das organizações e do enquadramento legal vigente. Estes mecanismos variam entre mecanismos de controlo público/administrativo, mecanismos baseados em mercados ou, a forma mais comum, combinações dos dois. Segundo Turner *et al* (2004) estes podem ainda ser organizados nas

seguintes categorias: mecanismos administrativos, mecanismos de mercado e mecanismo de alocação voluntários (*User-based allocation*).

Os mecanismos administrativos de água são geralmente executados pelo Estado que pelo poder e jurisdição que tem sobre todos os sectores da economia assume-se como a instituição ideal para distribuir a água entre eles (Turner *et al*, 2004). Para além disso, muitas particularidades económicas da água aconselham o controlo do Estado. Em primeiro lugar, o carácter de bem público de muitos dos usos, as economias de escala associadas à sua distribuição e as necessidades de capital que o sector requer são características económicas da água que fazem com que os governos desempenhem um papel mais preponderante na sua alocação (Dinar *et al*, 1997). Em segundo lugar, a gestão pública da água permite que esta seja alocada numa lógica de estratégia nacional salvaguardando questões de equidade e aspectos ambientais (Banco Mundial, 1993 *in* Holden e Thobani, 1985). Em muitos casos isso implica que o Estado seja fornecedor directo dos serviços. (Gleick *et al*, 2002). .

As instituições envolvidas no processo de alocação são tipicamente sector específicas, o que não promove a visão integrada necessária a eficaz realocação do recurso entre sectores. Para além disso existe a percepção que a alocação pública de água é ineficiente e não incentiva a conservação. Na prática a autoridade pública só muito relutantemente sobe os preços da água para que estes traduzam as mudanças nas condições económicas e de escassez. (Dinar *et al* 1997, Olmstead, 2010; Young, 1997).

Diversos autores (e.g. Dinar *et al*,1997; Easter, *et al* 1998; Lee e Jouravlev, 2008; Chong e Sunding, 2006, etc) têm sido favoráveis aos mercados como mecanismo alocador de água sustentando que, sob condições apropriadas, a criação de mercados pode conduzir ao óptimo social. De acordo com a teoria, o mercado permite tornar explícito o conhecimento prático disperso, visto que os preços incorporam um conhecimento holístico (Lee e Jouravlev, 2008).

Outra vantagem que aparece referida na literatura prende-se com os custos de transacção que em teoria são mais baixos no caso dos mercados, uma vez que nestes os custos de informação são mais reduzidos do que num mecanismo centralizado (Rios e Quiroz, 1995; Bjornlund e McKay 2002). Por conseguinte a água será melhor distribuída através de um mercado no qual é possível avaliar realmente as condições de oferta e procura do que por via administrativa (Lee e Jouravlev, 2008).

Outro mecanismo de alocação e gestão da água é designado como *User-based allocation* e define-se como um mecanismo de alocação em que as regras são voluntariamente estabelecidas por uma comunidade. Estas formas voluntárias de alocação de água também são consensualmente aceites como uma opção política válida (Turner *et al*, 2004). A grande vantagem deste mecanismo

é a sua flexibilidade para adaptar a distribuição de água às necessidades locais uma vez que em teoria, possuem mais informação acerca do tipo de uso (Dinar *et al*, 1997)

Apesar de todas estas mudanças, os Governos ainda têm a responsabilidade de garantir que certos serviços básicos tais como a água, saneamento ou energia são convenientemente distribuídos às populações (Gleick *et al* 2002). No entanto, o dever do Estado em providenciar o acesso universal à água pode ser exercido de diversas formas. O Estado pode ser fornecedor de serviços, pode concessioná-los a privados, ou até mesmos privatizar completamente o serviço permanecendo apenas como regulador.

4.2.1 INSTRUMENTOS DE COMANDO E CONTROLO (CC)

As políticas de CC referem-se ao estabelecimento por parte de uma autoridade governamental de políticas ambientais baseadas em regulamentos. Os governos tipicamente optam por impor normas ambientais ou alocar água administrativamente como forma de limitar os efeitos negativos. Estas formas de comando e controlo são preferidas pelos decisores uma vez que mantêm a água e a sua gestão sobre controle publico (Bjornulnd e Mckay, 2000) .

As políticas de CC aplicadas ao sector da água envolvem soluções tecnológicas fim de linha tais como estações de tratamento ou de filtração de água, normas de qualidade, regulação ou licenças de emissão (Aylward *et al*, 2005). A regulamentação porém desempenha um papel importante nos sistemas de *cap and trade* (discutidos mais adiante) e servem de complemento a qualquer IE que contemple a criação de um mercado ao estabelecer as “regras do jogo” (Aylward *et al*, 2005)

4.2.2 INSTRUMENTOS ECONÓMICOS (IE)

De acordo com alguma literatura económica os IE têm melhor desempenho que abordagem de CC que impõe um *standard* tecnológico a uma industria. Como cada firma tem custos diferentes um IE como a possibilidade de comercializar licenças de emissão aloca o investimento em inovação tecnológica pelas firmas com menores custos na aquisição dessa tecnologia (Field e Field, 2005; Kheone e Olmstead, 2007; Tietenberg, 2003; Friedman, 2002).

4.2.2.1 Tarifas

Uma boa política tarifária para serviços em monopólio natural deve ser capaz de recuperar os custos e incentivar o uso eficiente e sustentável (O'Dea e Cooper, 2008; Rogers *et al*, 2001). Existe

uma diversidade imensa de políticas tarifárias⁷ para os serviços da água. Uma das mais comuns é chamada tarifa de duas partes que consiste numa componente fixa que cobre os custos e outra volumétrica que é baseada no custo marginal de provisão de água (OCDE, 2009).

Podem ainda ser introduzidas taxas para que as externalidades ambientais se incorporem no preço a que o utilizador é exposto (Dinar *et al*, 1997; Van Bueren e MacDonald, 2004). Como desvantagem, além da dificuldade em definir com precisão o custo marginal este não é capaz de acomodar as questões de equidade já que em situações de grande escassez o preço pode ser demasiado elevado para pessoas com baixos rendimentos (Dinar *et al* 1997)

No que diz respeito à recuperação dos custos, uma política tarifária que assenta exclusivamente nas tarifas cobradas ao consumidor final é em muitos casos socialmente injusta pelo fardo que coloca nas famílias com menos rendimentos e economicamente contraproducente por não reconhecer o carácter de bem público. Torna-se necessário um planeamento financeiro estratégico que recorra não só às tarifas cobradas aos utilizadores, mas também a taxas cobradas aos contribuintes e transferências como forma sustentável de recuperação de custos que têm em conta os pobres (UNEP, 2011; Santos, 2009). A implementação desta política, designada de política dos 3Ts (tarifas, taxas e transferências), deve estar sujeita à avaliação que cada país no seu contexto socioeconómico (OCDE, 2009), já que os objectivos de recuperação sustentável de custos pode ser alcançado com diferentes combinações dos 3Ts. Para além de poder acomodar as preocupações com a equidade e a justiça social, esta abordagem tem a vantagem de alavancar outras fontes de financiamento. Ao contrário dos empréstimos e obrigações que precisam de ser pagos com juros, os 3Ts geram *cash-flows* que servem para minimizar estes custos de financiamento (Santos, 2009).

⁷ ver: Monteiro, (2009, pp. 108-111)

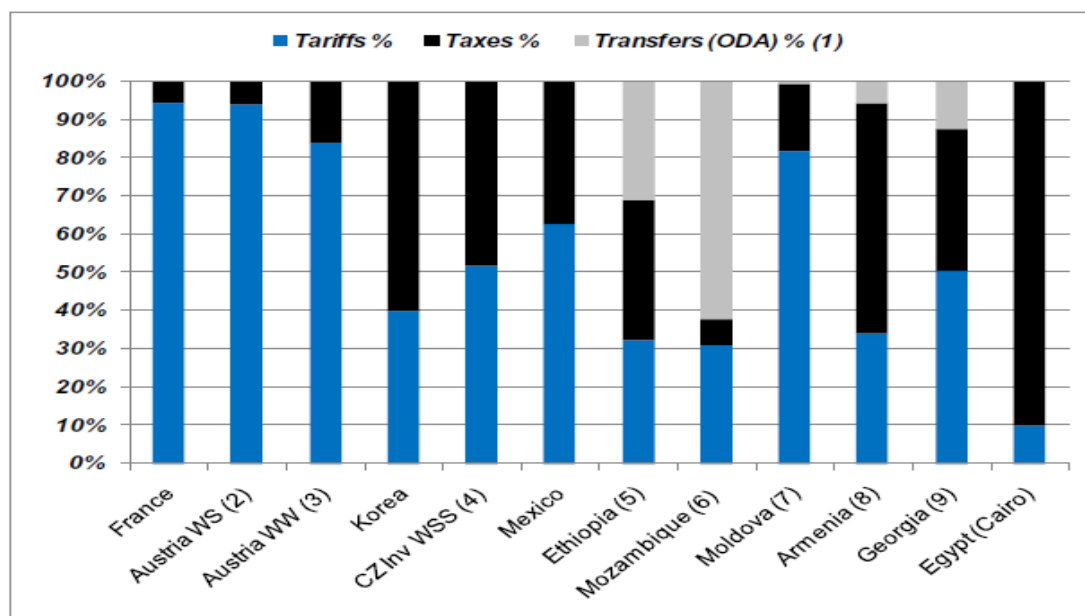


Figura 4.1 Combinação da política dos 3Tem diferentes países (Fonte: OCDE, 2009)

4.2.2.2 Taxas e Subsídios

A abordagem através de taxas ou subsídios é por vezes referida com Pigouviana⁸. As taxas pigouvianas (ecotaxas) ou princípio do poluidor pagador são exemplos de formas eficazes de corrigir a ineficiência do mercado causada pelo custo ambiental imputado a terceiros, uma vez que trata os dois principais problemas relacionados com as externalidades: (1) a justiça social, já que a penalização recai sobre quem causa o problema; e (2) a ineficiência económica pois o princípio obriga os poluidores a pagar o custo total do seu processo de produção (Ribeiro, 2009).

⁸ Em homenagem ao economista Artur Pigou que foi o primeiro a propor este tipo de mecanismos para resolver o problema das externalidades (Friedman, 2002)

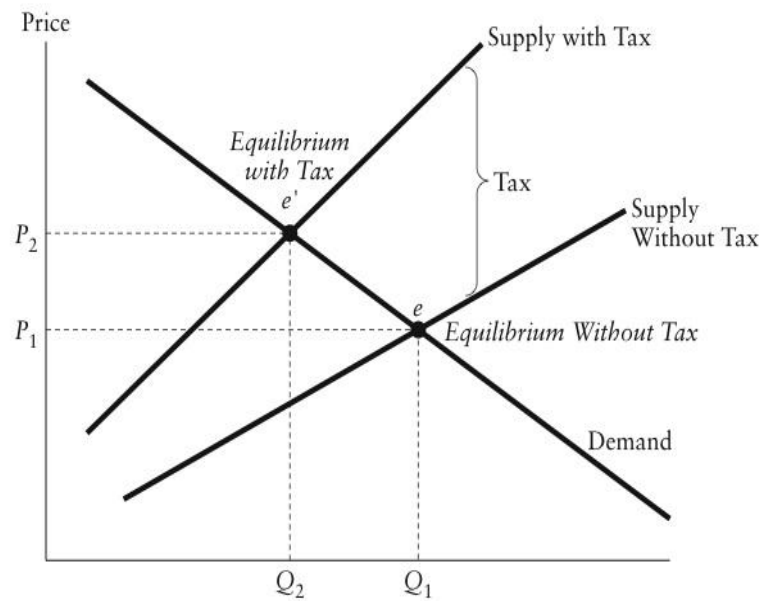


Figura 4.2 Correção de uma externalidade negativa através de um taxa (Fonte: Harris 2006 in Santos e Videira, 2008)

É sabida a relação do acesso à água com a incrementação na produtividade económica ou com a melhoria da saúde pública. A organização mundial de saúde (OMS) estima que por cada dólar investido na provisão de água se geram benefícios em saúde na ordem dos 4 a 12 dólares. A subsidiação directa da oferta por parte dos governos é por sua vez outra forma de fazer com que os preços baixem. Esta política fez com que estes serviços se tornassem acessíveis aos mais desfavorecidos da população. (Aylward *et al* 2005; Gleick *et al*, 2002; UNEP, 2011)

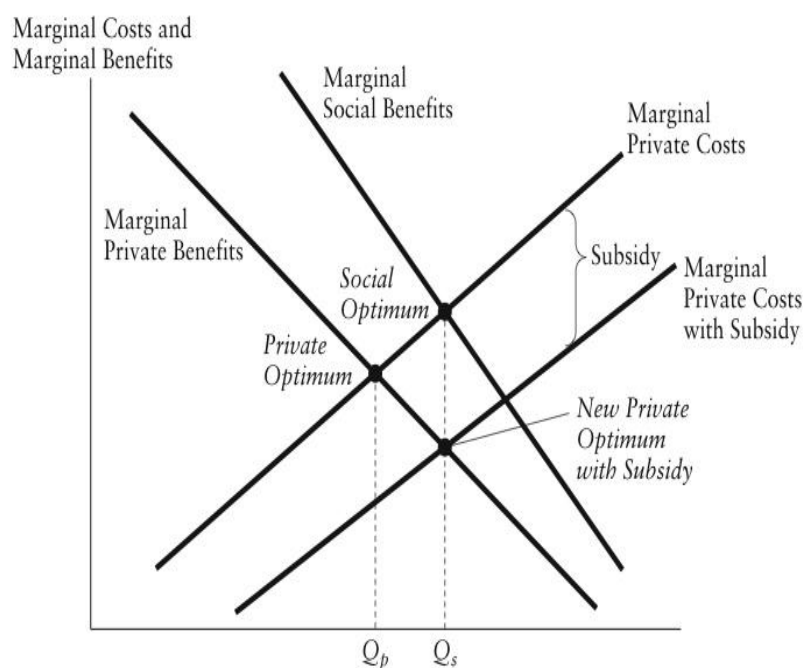


Figura 4.3 Correção de uma externalidade positiva através de um subsídio (Fonte: Harris 2006 in Santos e Videira, 2009)

A subsidiação cruzada incluída na política tarifária pode também ser utilizada por forma a minimizar os efeitos nefastos nos pobres (Santos, 2009). Isto faz-se cobrando um valor superior ao custo de provisão às classes mais ricas e/ou a grandes consumidores usando estas receitas adicionais para permitir que a água seja providenciada aos pobres a um custo inferior ao custo de provisão (UNEP, 2011).

4.2.2.3 Mercados de Direitos de Propriedade

Diversos autores consideram a adopção de mercados de direitos como mecanismo eficiente de alocação de água entre sectores. Em teoria, num mercado competitivo, é estabelecido um preço de equilíbrio que confronta os utilizadores com os reais custo de oportunidade (Howe *et al*, 1986). A produtividade marginal da água será otimizada ao longo dos possíveis usos (Rios e Quiroz, 1995), e esta será realocada pelos usos que originam maior retorno económico, maximizando o bem-estar social (Ward e Michelsen, 2002; Chong e Sunding, 2006). Além disso, é esperado que a criação de um mercado estabelecendo direitos de propriedade privados tem um efeito positivo no investimento privado na infra-estrutura e manutenção (Rios e Quiroz, 1995).

Informalmente a utilização destes mercado é comum. Na Índia e no Paquistão os agricultores que não conseguem pagar uma bomba eléctrica para extrair água do subsolo vendem a sua água a agricultores que podem pagar por esta infra-estrutura (Olmstead, 2010). A criação formal de um mercado pressupõe que se verifique alguns requisitos indispensáveis à ocorrência de comércio.

Nomeadamente é necessário que (1) se definam bem os direitos de propriedade, que existam (2) transparência e informação disponível e (3) possibilidade técnica e legal para que as transacções ocorram (Dinar *et al*, 1997). Em contrapartida os mercados muito dificilmente conseguem cumprir o seu propósito, quando não se impõem convenientemente os direitos de propriedade, quando se favorece o investimento em infra-estruturas de provisão, quando os custos de transacção são elevados ou quando existem fontes de água acessíveis a baixo custo, nomeadamente aquíferos (Easter *et al*, 1998)..

Estes mercados podem também não funcionar na presença de externalidades e bens públicos. O processo negocial que envolve dois indivíduos geralmente não tem em conta o impacto em terceiros. (Bjornlund e McKay, 2000), pelo que os preços formados no mercado nem sempre permitem que os vendedores e compradores interiorizem os reais custos de oportunidade (Howe *et al* 1986). De acordo com (Rios e Quiroz 1995) se o mercado não internalizar estas externalidade através de um preço mais elevado para os direitos de água a montante, o resultado será uma alocação ineficiente.

Outra limitação prende-se com os custos de oportunidade inter-temporais já que o preço de um direito pode não reflectir alterações na disponibilidade futura. A fixação de um limite ou uma quota por parte de uma autoridade como propósito de reflectir outros usos e disponibilidade futura do recurso confronta o agente do mercado com esse custo (Howe *et al* 1986). O carácter de bem público dos usos não consumptivos como os serviços ecológicos legítima a intervenção para o papel do Governo por vez adquirindo direitos para protecção dos usos ecológicos. (Lee e Jouravlev, 1998). Alternativamente, o Governo por meio de uma autoridade ambiental pode estabelecer um sistema de *cap and trade* em que (National Water Commission, 2011):

- Um *cap* (quota) que restringe o acesso ao recurso aos seus limites sustentáveis de extracção;
- São distribuídos direitos a uma porção da quantidade total disponível pelos indivíduos;
- Os direitos são transaccionáveis para que tanto a propriedade como o seu uso se altere ao longo do tempo;
- Os preços são formados num mercado através da interacção entre compradores e vendedores.

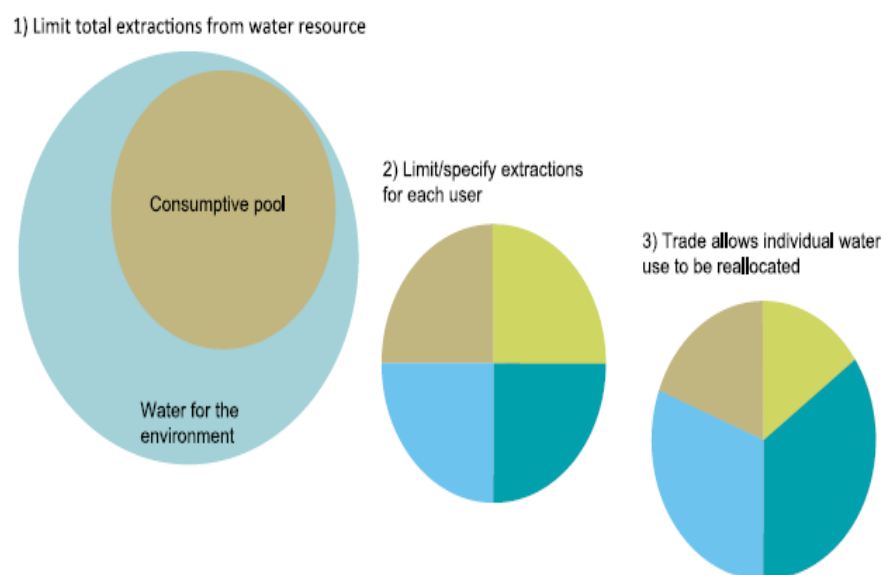


Figura 4.4 A abordagem *cap and trade* à água (Fonte: Nacional Water Commission, 2011)

Nos mercados de direitos de propriedade, os preços podem não traduzir todos os custos de oportunidade por ignorarem externalidades negativas fora dos limites geográficos do mercado, como por exemplo salinidade (Howe *et al*, 1986). Outra dificuldade prende-se com o facto de externalidades ambientais associadas a um determinado uso não serem homogéneas ao longo de uma bacia hidrográfica. Nestas condições a transacção de direitos entre duas regiões em que o uso de água tem um impacto diferente em cada uma delas, pode conduzir a uma alocação ineficiente do ponto de vista ambiental (Beare e Heaney, 2001). Nestas condições as transacções de direitos entre duas regiões podem ser mediadas por taxas de cambio que traduzam as perdas por evaporação, recarga de aquíferos e os efeitos nos caudais ecológicos. (Young, 1997)

A acumulação e retenção de direitos de propriedade para uso futuro tem uma série de consequências negativas. A retenção dos direitos pode resultar num mercado menos dinâmico como menos transacções, conduzindo a uma redução dos benefícios económicos dentro do mercado (Lee e Jouravlev, 1998).

4.2.2.4 Pagamentos por serviços ecossistémicos/ambientais (Payments For Ecosystems/environmental Services)

A produção natural de água superficial para consumo humano é um serviço ecológico que tipicamente não é pago. Segundo a teoria económica, a não remuneração deste serviço pode ser

visto como uma falha de mercado do tipo externalidade positiva ou bem público. Os *Payments for Ecosystems Services* (pagamentos por serviços ecológicos) consistem num IE que converte os valores ecológicos associados à água num fluxo financeiro entre o prestador e o comprador desses valores (Hellegers, 2005). Ao internalizar um benefício o PES tem um funcionamento análogo aos subsídios, mas ao contrário deste que são financiados pelo contribuintes, os esquemas PES são financiados directamente pelos beneficiários dos serviços (Santos, s.d)

Um PES pode ser definido como uma transacção voluntária em que um serviço ambiental é adquirido pelo menos por um comprador a um ou mais prestador(es) desse serviço com a condição expressa de que o prestador garanta esse serviço ambiental (Perrot-Maître, 2006).

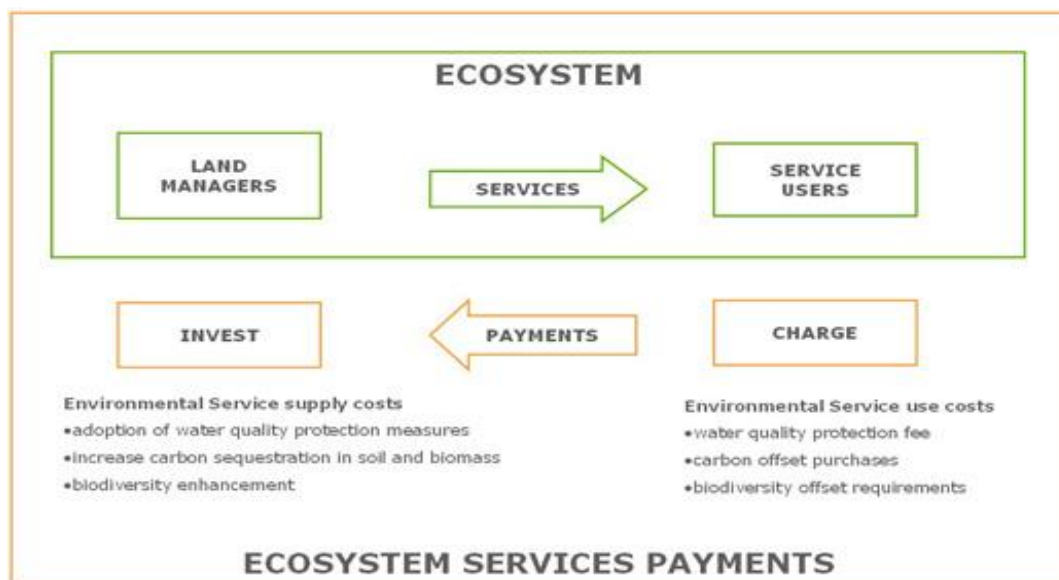


Figura 4.5 Esquema do processo de um PES (fonte: Santos, s.d)

O conceito económico que preside ao uso de PES tem sido a aplicação do teorema de Coase. Como discutido no capítulo 3 segundo este teorema a negociação e consequente acordo entre as partes conduz a uma alocação eficiente. Dado que uma negociação dificilmente pode ocorrer espontaneamente, o processo de desenvolvimento de um programa de PES depende de uma entidade mediadora e geralmente envolve os seguintes passos (UNEP, 2008):

1. Identificação do serviço e potenciais vendedores e compradores
2. Avaliação da capacidade Institucional e técnica
3. Estruturar os termos do acordo
4. Implementação do acordo

A criação de um mercado para serviços ecológicos torna-se possível desde que os utilizadores a jusante que tenham disponibilidade para pagar aos utilizadores a montante (para que estes ajustem a sua actividade) não afectem a qualidade a jusante (Hellegers, 2005). Os utilizadores a jusante tipicamente apresentam disponibilidade para pagar quando os PES geram benefícios privados que são relativamente fáceis de traduzir em termos monetários (Buric e Gault, 2011) .

Loomis *et al*(2000), num estudo em que foi aferida a disponibilidade para pagar por cinco serviços ambientais através de uma avaliação contingencial, concluiu que o valor médio que os indivíduos (compradores do serviço) se dispuseram a pagar era suficiente para garantir as verbas necessárias à prestação dos serviços ecológicos . No caso concreto as verbas consistiam em compensações financeiras aos agricultores (prestadores do serviço) .

Este instrumento todavia apresenta muitas limitações de ordem prática. Primeiramente a já referida não espontaneidade do processo negocial, pode determinar elevados custos de transacção. Em segundo lugar e também como já discutido no capítulo 3, a valorização monetária dos serviços ecológicos, embora esteja na base do sucesso do instrumento, não é uma tarefa trivial.

Muradian *et al* (2010), refere impossibilidade prática em replicar as condições sob as quais o teorema de Coase é aplicável. Os pressupostos de direitos de propriedade bem definidos, competição e informação perfeita muito dificilmente podem ser satisfeitos na maior parte dos contextos de aplicação do instrumento. O autor afirma a importância da transparência nas situações em que o sucesso instrumento está dependente de práticas colectivas.

Por seu lado, Kosoy e Corbera (2007), notam que a “mercantilização” dos serviços ecológicos omite uma multiplicidade de valores que lhes podem ser atribuídos. Segundo o autor, a produção, comercialização e consumo de serviços ecológicos é caracterizada por relações de poder assimétricas que reproduzem as desigualdades no acesso aos recursos naturais em vez de as resolver.

Já Wunder e Vargas (2005) referem que as dificuldades na implementação deste instrumento sobretudo nos países em vias de desenvolvimento, devem-se em grande parte ao cepticismo e à falta de capital social. Os utentes destes serviços revelam alguma relutância em pagar por um serviço que antes era providenciado gratuitamente. Como referido por Grieg-Gran e Bishop (s.d) a criação de capital social não é somente um objectivo desejável de um mercado PES mas também um factor muito importante para o seu sucesso.

.

5. CRITÉRIOS PARA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DOS INSTRUMENTOS ECONÓMICOS

5.1 ENQUADRAMENTO

Grande parte literatura revista (e.g: Field e Field, 2005; Howe *et al*, 1986; Aylward *et al*, 2005, Johansson *et al*, 2002; Young e Mcoll, 2005 etc.) tem em comum a importância dada à eficiência económica, eficácia ambiental e equidade na avaliação de políticas para a gestão da água. Young e Mcoll (2005) por exemplo referem que os objectivos essencialmente por:

- **Eficiência económica:** produzir a maior número de benefícios para distribuição
- **Equidade distributiva:** distribuir os benefícios gerados pelas partes envolvidas
- **Gestão das Externalidades:** como minimizar os impactos em terceiros, incluindo o ambiente.

Considera-se então como um instrumento de política bem desenhado, aquele que for capaz produzir níveis satisfatórios de eficiência, equidade e de externalidades ambientais (eficácia ambiental). A obtenção destes objectivos depende muito do contexto institucional, pelo que é considerado útil estabelecer umnexo entre os ganhos (e perdas) económicos e ambientais e sociais com algumas variáveis de controlo que a autoridade ambiental pode controlar ao longo do processo de implementação do IE (Figura 5.1)

Este enfoque dado ao *design* de instituições eficazes como mercados de direitos de propriedade fazem que estas soluções dependam de um contexto político e social favorável que seja capaz de fornecer o ambiente propício que reduza os custos de transacção e salvguarde as falhas de mercado associadas às características de bem público da água garantindo os níveis de provisão socialmente desejados. Quando bem desenhadas as instituições fornecem o esse ambiente necessário a persecução dos objectivos, mas quando o seu funcionamento é deficiente configuram um impedimento ao cumprimento dos mesmos (Livingston, 1998). Uma Instituição pode ser definida como “*relações ordenadas entre pessoas que definem os seus direitos, exposição aos direitos de outros, privilégios e responsabilidades*” (Schmid, 1972 in Livingston, 1998). Nesta perspectiva o contexto institucional é o espaço no qual esta estrutura de direitos e obrigações é definida e redefinida.

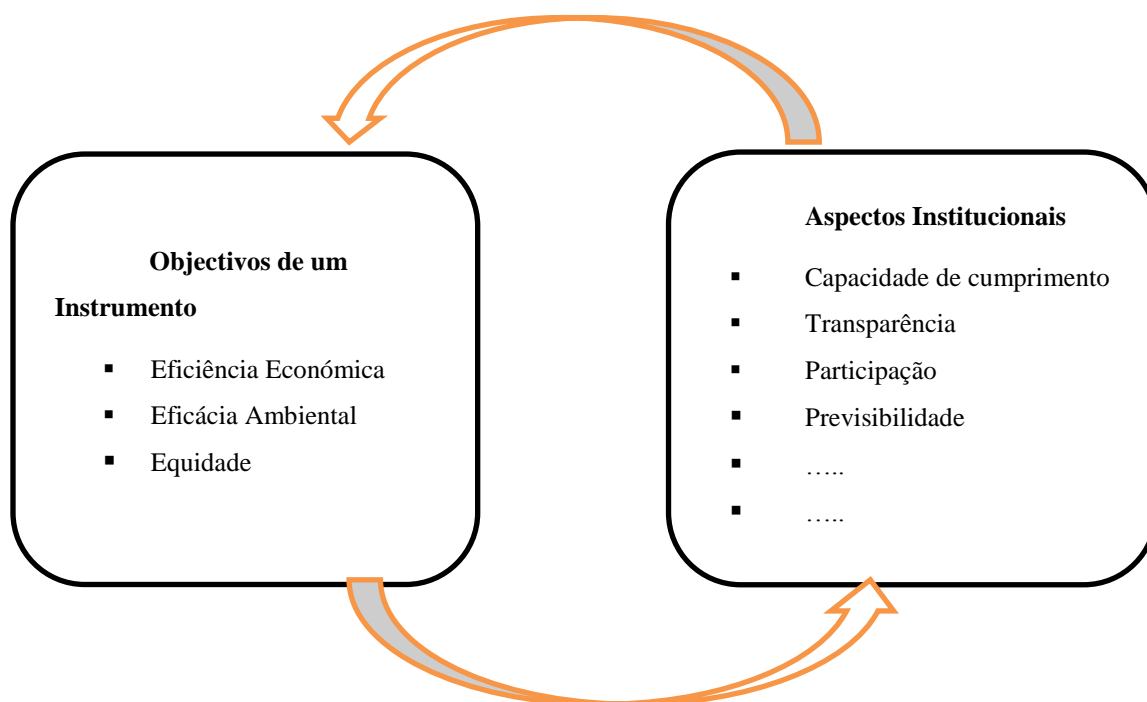


Figura 5.1 Relação entre os Objectivos de Política e o Contexto Institucional

5.2 CRITÉRIOS

Na discussão sobre IE (em particular mercados de direitos e PES) feita anteriormente no capítulo 4, foram assinalados alguns dos requisitos e limitações que os caracterizam. Nos pontos seguintes serão desenvolvidos os critérios por forma a torna-los aplicáveis aos casos de estudo.

5.2.1 EFICIÊNCIA ECONÓMICA

A eficiência económica de uma política pode ser avaliada por diversas formas. Por exemplo, as externalidades ambientais resultam na perda de eficiência no sentido paretiano (Adaman e Ozkaynak, 2002). Uma alocação no óptimo de Pareto implica a não existência de perdedores. No entanto esta situação raramente se verifica (Turner *et al*, 2004) pelo que o critério de eficiência Pareto tem pouco utilidade para os casos estudados e como tal não será utilizado. Pelo critério Kaldor-Hicks ou por vezes referido como Pareto Potencial, considera-se que uma situação desejável do ponto de vista da eficiência ocorre desde que ganhadores possam hipoteticamente compensar os perdedores independentemente do fazerem ou não. Satisfazer este critério equivale a

maximizar os benefícios líquidos para a sociedade (Field e Field, 2005; Keohane e Olmstead, 2007).

A **eficiência estática** envolve o conceito de eficiência produtiva na água e refere-se à combinação mais eficiente de recursos num determinado ponto no tempo (Santos e Videira, 2008). Sob o critério da **eficiência dinâmica** uma solução eficiente do ponto de vista dinâmico relaciona-se com a sua capacidade de incentivo à inovação e tecnologias mais eficientes. (Young, 1997)

Os custos incorridos para que uma transacção se complete com sucesso denominam-se **custos de transacção**. Se os custos de transacção da negociação entre as partes envolvidas forem mais elevados do que os benefícios após completada a transacção muito dificilmente se processará a transacção uma vez que a ineficiência inicial é mais comprável (Tietenberg, 2003). Estes custos podem ser custos com a infra-estrutura física que transporta água dos compradores para os vendedores, custos de identificação de compradores e vendedores, custos legais e administrativos. (Olmstead, 2010) mas também custos de monitorização para assegurar o comprador e o vendedor das quantidades exactas estão a ser transferidas e para confirmar a ausência de externalidades impostas a terceiros devido ao comércio (Rosegrant e Binswangner, 1995).

5.2.2 EQUIDADE

Como nota Sigliza (1998) in Louçã e Caldas (2002) “*dizer que uma economia é eficiente no sentido de Pareto nada nos diz acerca da bondade da distribuição de rendimento*”. A distribuição dos custos e benefícios pela sociedade entre gerações deve ser tida em conta no estabelecimento de políticas (Young, 1997).

Estas dimensões de **equidade distributiva** não são consideradas nos critérios de eficiência económica (Turner *et al*, 2004). As abordagens de mercado, que em teoria promovem a eficiência e a recuperação de custos, nem sempre são favoráveis aos sectores empobrecidos (Bigas, 2012). Como a troca de bens ou serviços por via de um mercado pressupõe a existência de dotações diferenciadas aos recursos, uma das maiores críticas ao mercado de direitos é de que estes envolvem a privatização de oportunidades económicas anteriormente distribuídas pela comunidade (Young, 1997).

Uma distribuição de água socialmente responsável deve ser capaz de reflectir o carácter de bem público que tipicamente não é reconhecida pelos utilizadores individuais. Adicionalmente enquanto os mercados garantem equidade entre comprador e o vendedor, não garantem equidade a terceiros que podem vir a ser prejudicados pela transacção. Por exemplo a perda de emprego provocada pelo termo de uma actividade agrícola que não é compensada (Howe *et al*, 1986). Do ponto de vista da

equidade uma compensação deve ser paga às partes que ficaram a perder como resultado das transacções

5.2.3 EFICÁCIA AMBIENTAL

Ao analisar a eficácia ambiental, uma distribuição eficaz será aquela que reduza os danos ambientais. A eficácia ambiental avalia a capacidade de uma medida/instrumento em atingir os objectivos ambientais estabelecidos. Para alcançar objectivos de política ambiental através deste tipo de esquemas é necessário em primeiro lugar estabelecer uma relação entre os impactes que uma determinada actividade tem nos sistemas hídricos e os custos ou benefícios que daí decorrem (Van Bueren e MacDonald, 2004).

A avaliação correcta dos **reais custos de oportunidade**, permite que a alocação da água pelos diferentes usos tenha em conta os custos para os quais tipicamente não existem mercado, como são os custos ambientais, e está relacionada com a capacidade de transferir água de baixos para altos valores e uso (Dinar *et al*, 1997).

5.2.4 ASPECTOS INSTITUCIONAIS

Deve haver por parte da AA a **capacidade de fazer cumprir** os objectivos da política e para registar das trocas, monitorizar, sancionar e ter a capacidade de resolver conflitos (Field e Field, 2005). Uma abordagem económica ao recurso não é capaz de valorizar correctamente alguns valores culturais e ecológicos. Como consequência os resultados de uma análise custo benefício podem ser desadequados e por esse motivo não devem ser a única fonte de informação para a tomada de decisão.

A **participação** pode ser método mais eficaz quando é impossível estabelecer as relações causa-efeito através de modelação (Plant *et al*, 2007) O envolvimento das partes interessadas pode melhorar a qualidade das decisões pois permite uma melhor compreensão dos impactos e vulnerabilidades, a distribuição dos custos e benefícios associados com vantagens e desvantagens, e a identificação de quais as soluções possíveis num determinado contexto específico, dentro de um vasto leque de soluções (Aylward *et al*, 2005)

Para além disso a inclusão das partes interessadas no processo deliberativo garante uma **transparência** e legitimidade democrática ao processo, pelo menos para as partes que conseguem organizar-se e fazer-se representar (Plant *et al*, 2007). A informação deve fluir livremente e todos os processo devem ser **transparentes** e abertos ao escrutínio público (Hodgson, 2006)

A **previsibilidade** dos efeitos de um decisão é também um factor muito importante. Mercados de água devem proporcionar um clima **segurança** e **flexibilidade** (Dinar *et al*, 1997; Livingston,

1998) suficientes para promover a actividade de mercado conducente a uma alocação eficiente do recurso.

6. CASOS DE ESTUDO

6.1 MERCADOS DE DIREITOS DE ÁGUA NA AUSTRÁLIA

6.1.1 ENQUADRAMENTO E DESCRIÇÃO DA POLÍTICA ADOPTADA

A Austrália é um dos continentes mais secos do planeta mas com uma grande variação sazonal e espacial na disponibilidade de água. Com o desenvolvimento da agricultura surgiram complicações ecológicas decorrentes das elevadas taxas de extração de água (Cruse, 2011). Já nos anos 90 e depois de sucessivas complicações no rios, os Estados inseridos na bacia de *Murray-Darling* (BMD) conjuntamente com o governo avançaram com reformas para a política da água. No estado de Nova Gales do Sul (*New South Wales* (NSW)), que detém a maior indústria de irrigação do país, o desafio passou pela criação de um enquadramento legal que aloque água eficientemente entre os diferentes usos incluindo os ambientais (Cruse, 2011).

O *Council of Australian Governments* (COAG) em 1994 recomendou que os direitos da água fossem separados da terra e que a água deveria ser alocada de acordo com o seu custo total incluindo externalidades. (Young e Mcoll, 2005). O comércio surgiu em consequência de uma quota imposta em 1997 que limitava o uso de água superficial aos níveis de 1994. Negociado nos finais dos anos 80 e acordado em 1994, a Lei da Água de 2007 e o acordo de BDM incluem para além da limitação anual de água, uso de mercados para permitir que a água seja usada nos sítios que mais contribuem para a economia e a criação de mercado de direitos para a salinidade. (Young 2010)

A implementação da quota é da responsabilidade da *Murray-Darling Basin Initiative*. Anualmente são preparados relatórios de acompanhamento e monitorização com o propósito de aferir se os usos de água têm sido consistentes com a quota imposta (Cruse *et al*, 2000)

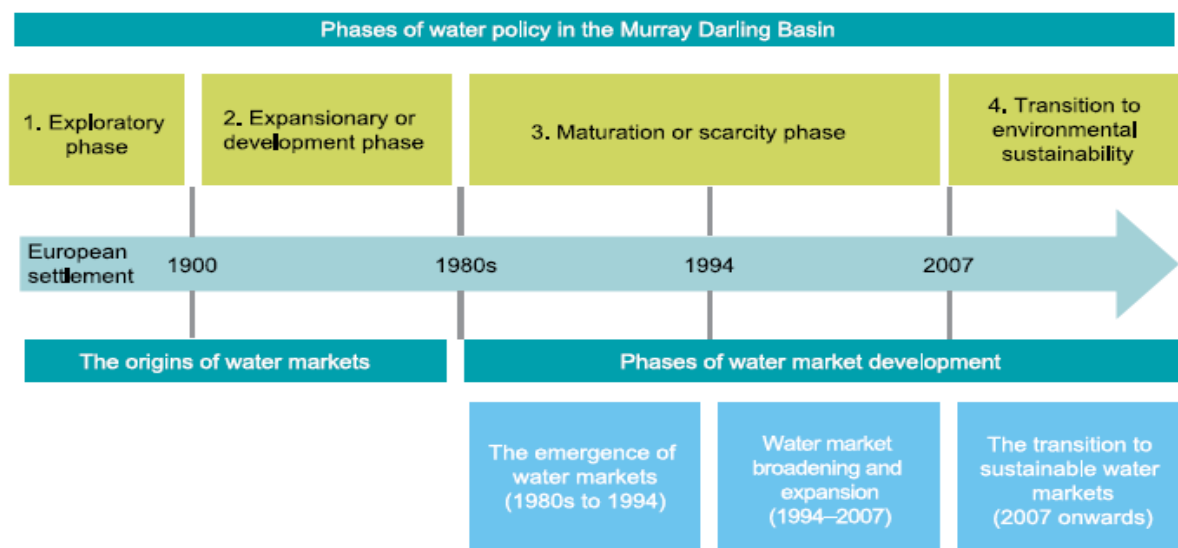


Figura 6.1 Evolução da política da água na Bacia Murray Darling (Fonte: Nacional Water Commission, 2011)

No mercado australiano transaccionam-se dois tipos de direito de propriedade diferentes. O *entitlement* (direito permanente), que é um direito de acesso exclusivo a uma determinada parcela de água de uma *pool* definida através de um planeamento; e um *allocation* (direito temporário) que refere-se a um volume específico de água alocado a um direito perpétuo num determinado período de acordo com as regras estabelecidas no planeamento (Young, 2010). São dois activos diferentes que embora relacionados entre si, estão sujeitos a ser interpretados diferentemente por parte dos agentes no mercado⁹.

Duas características distintas dos mercados de direitos na BMD é a possibilidade de transaccionar água entre duas regiões administrativas diferentes e a introdução de um sistema pioneiro de leilões electrónicos para o estabelecimento de preços (Aylward *et al*, 2005)

6.1.2 PRINCIPAIS RESULTADOS

O regime de compra e venda de alocações melhorou a produtividade agrícola na ordem dos 36 % de 2000 a 2005 protegendo indústrias, tendo-se criado um mercado financeiro avaliado em cerca 1.700 milhões de dólares em 2007-2009 (Bjornlund e Rossini, 2009). O mercado conduziu a uma

⁹ Um agente pode ser titular de um direito perpétuo no valor de 10 GL(giga litros) mas cabe à AA decretar qual a percentagem desse direito que pode ser usado. Desta forma volume total de água disponível para uso consumptivo é mantido dos limites aos ecológico. Um agente pode escolher vender o seu direito temporário e manter o seu direito perpétuo, ou vender o seu direito perpétuo.

realocação dos direitos temporários de uso de água para os agentes com maiores áreas de irrigação e melhor tecnologia, e com culturas mais valiosas¹⁰, isto é, água foi alocada de acordo com o uso mais eficiente ou mais produtivo. (Bjornlund e Rossini, 2009)

Os mercados de direitos temporários foram mais bem aceites do que os de direitos permanentes. As causas prendem-se com aspectos institucionais como a incerteza, a política fiscal diferenciada, a complexidade administrativa, percepção dos direitos permanentes como propriedade inalienável por parte do agricultores (Bjornlund, 2003) e os com custos de transacção, superiores no caso dos direitos permanentes que nos temporários (Crane *et al*, 2001). Outros factores limitantes como o preço de outras mercadorias como matérias-primas substitutas de água também estão na origem da pouca actividade neste mercado. (Bjornlund e McKay, 2002)

Do ponto de vista da equidade (Bjornlund e McKay, 2000), verificaram que os preços são demasiados baixos para compensar os vendedores de direitos. Os mesmo autores apontam haver evidências de que um mercado de direitos tem o potencial para polarizar a comunidade agrícola numa classe rica e numa classe pobre cada vez dependente de outras actividades para o seu sustento.

Do ponto de vista ambiental o mercado não foi capaz de evitar sobrealocações de direitos com consequências negativas no ambiente. Em Janeiro de 2007 o governo australiano após ter-se comprometido a restaurar a BDM, começou a adquirir direitos permanentes pertencentes aos irrigadores e alocá-los para fins ecológicos o que ainda hoje se encontra em vigor (UNEP, 2011).

6.2 MERCADOS DA ÁGUA NO CHILE

6.2.1 ENQUADRAMENTO E DESCRIÇÃO DA POLÍTICA ADOPTADA

A experiência Chilena com mercados de direito de propriedade teve o seu ponto de partida com o derrube do Presidente Salvador Allende que defendia um sistema público de alocação baseado nos princípios socialistas. Depois do golpe de estado em 1973, o novo governo promoveu um série de reformas pró-mercado como a total liberalização da economia e comércio (Rosegrant e Gazmuri, 1994). Dentro destas reformas, foi introduzido um sistema de comércio de direitos de propriedade pioneiro em todo o Mundo.

¹⁰ De culturas de baixo valor como o grão para culturas de maior valor como a produção de vinhos.

Em 1981, a Lei Nacional para a Água no Chile estabeleceu para a água direitos de propriedade que podem ser livremente transaccionáveis separadamente dos direitos à terra. De acordo com a lei a água passa a ser um bem público cuja exploração fica a cargo de agentes privados através de um sistema de direitos de propriedade transaccionáveis. Como resultado a alocação de recursos hídricos fica sujeita às leis da procura e oferta e o papel do Estado é simplesmente estabelecer as “regras do jogo” que todas as partes devem cumprir (Romano e Leporati, 2002) .

Rios e Quiroz (1995) referem os seguintes aspectos distintivos da lei:

- Os direitos de propriedade da água são separados dos da terra e podem ser livremente transferidos. O seu estatuto de propriedade privada está protegido pelo Código Civil.
- A compra de novos direitos não está dependente do tipo de uso. Não existem usos prioritários.
- Os direitos são atribuídos de acordo com o maior valor oferecido. Não existe nenhuma penalização (imposto) por acumular direitos sem os usar.
- O papel do Estado é limitado na resolução de conflitos que está dependente de negociação privada e tribunais arbitrais.
- Para além do uso consumptivo foi introduzido o uso não consumptivo que obriga o utilizador a repor a água com uma qualidade previamente estipulada.

6.2.2 PRINCIPAIS RESULTADOS

A possibilidade de transaccionar direitos de água conduziu à alocação de água pelos usos de maior valor só em certas áreas e em determinadas circunstâncias (Bauer, 2004 *in* Aylward *et al*, 2005) De entre os factores apontados que podem ter limitado a actividade de mercado no Chile, contam-se constrangimentos impostos pela geografia física do sistema, incerteza acerca da validade dos direitos, relutância em aceitar a água como um bem económico e sinais de preço inconsistentes. (*in* Aylward *et al*, 2005):

A não obrigatoriedade em utilizar os de direitos não consumptivos fez com que estes se acumulassem nas “mãos” de grandes companhias hidroeléctricas. (Larrain e Colombina, 2010). Rios e Quiroz (1995) sustentam que na base dessa acumulação, não estava tanto comportamento especulativo mais sim uma má definição dos direitos de propriedade nomeadamente, a ordem pela qual os direitos eram distribuídos e pelo baixo custo de oportunidade de não uso (inexistência de taxas).

Apesar da falta da actividade no mercado o principal benefício deve-se à segurança dos direitos que levaram a um investimento nas infra-estruturas (Bauer 2004; Hearne e Easter, 1995; 1997 *in* Aylward *et al*, 2005).

No que concerne à equidade, Romano e Leporati (2002), baseados num estudo na província de Limari-Elqui entre 1981 e 1997, constataram que a distribuição de direitos foi fortemente desequilibrada. Nesse período, verificou-se uma tendência para diminuição de direitos per capita e uma acumulação de direitos nos grupos sociais mais poderosos. Bauer (2004) *in* Aylward (2005) refere 3 causas para os efeitos negativos que o instrumento teve nos pobres nomeadamente: a falta de informação acerca do funcionamento do mercado, a vulnerabilidade económica que não lhes permitia adquirir direitos entrando no mercado apenas como vendedores e a falta de poder negocial para reivindicar os seus interesses.

De acordo com Bauer (2008) o contexto institucional é rígido e resistente à mudança e não é capaz de lidar com complexidade dos problemas nem coordenar os usos de água nem garantir a protecção ambiental. A ocorrência de externalidades ambientais foi causada pela má definição dos direitos de propriedade que não contemplam custos de oportunidade e questões de qualidade da água. (Rios e Quiroz, 1995) Após uma reforma na lei de 1981 em 2005, foi introduzido um imposto por não utilização para desencorajar a especulação e dar poder ao Estado para estabelecer caudais ecológicos mínimos (Larrain e Colombina, 2010)

6.3 PAGAMENTOS POR SERVIÇOS ECOLÓGICOS – CASO DA VITTEL (FRANÇA)

6.3.1 ENQUADRAMENTO E DESCRIÇÃO DA POLÍTICA ADOPTADA

No início dos anos 80 a intensificação da actividade agrícola na zona da bacia hidrográfica a montante onde se localiza a zona de captação da água da Vittel, constituía um risco para a marca. O uso de fertilizantes, o pastoreio intensivo e a má gestão dos resíduos animais foram responsáveis pelo aumento da quantidade de nitratos nos aquíferos que fornecem a água mineral e da qual está dependente a rentabilidade da Vittel.

A legislação francesa estabelece parâmetros muito rigorosos de qualidade para que água possa ser designada de “água mineral natural”, nomeadamente não é permitido que se recorra a tratamento para obter a qualificação. Em 1988 a Vittel propôs aos agricultores que convertessem as suas terras em pradarias mas esta pretensão não foi aceite pelos agricultores que consideraram que a proposta não se adequava ao seu sistema de produção (Buric e Gault, 2011)

Em 1988 iniciou-se um esquema PES uma vez que não restavam outras alternativas. Para adopção de um novo processo agrícola é necessário que os agricultores tenham interesse nisso para que o diálogo possa ser estabelecido e que estes possam vir a ser convencidos.

A Vittel estabeleceu uma parceria com o *Instituto Nacional de la Exerce Agronomique* (Instituto Nacional de Pesquisa Agronómica –INRA) e lançaram um programa designado por Agriculture Environment-Vittel (AGREVAIR), com o objectivo de estabelecer a relação entre as práticas agrícolas e os níveis de nitratos, identificar as melhores práticas para reduzir os níveis de nitratos e identificar os incentivos que devem ser oferecidos aos agricultores para que mudem de práticas (Perrot-Maître, 2006). A Figura 6.2 esquematiza o processo negocial e a interacção entre os diferentes actores:

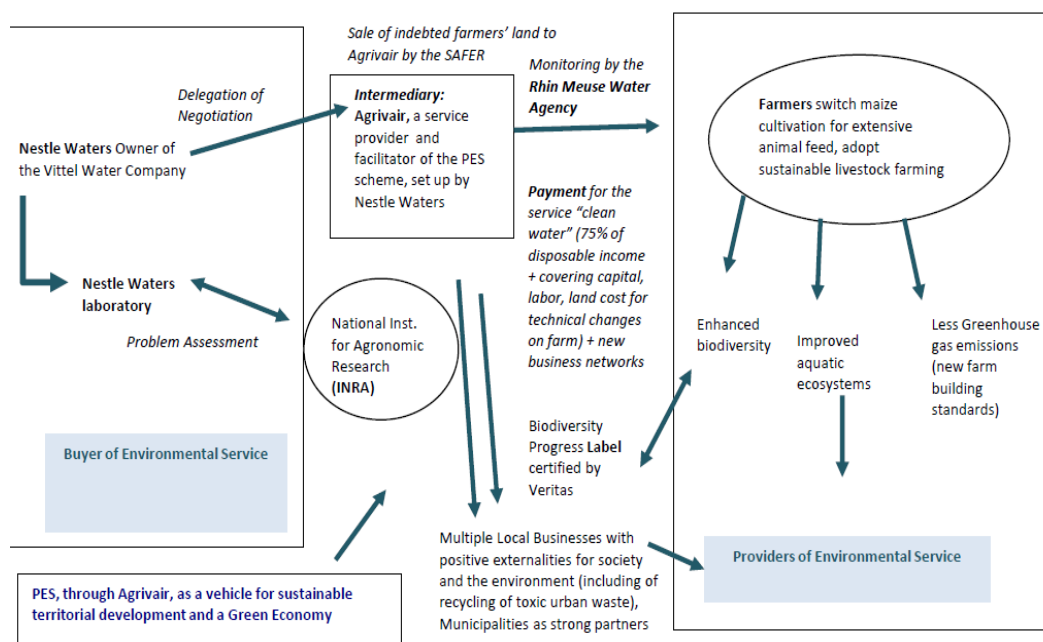


Figura 6.2 Interação entre os actores chave no processo negocial (Fonte: Perrot-Maitre, 2013)

A conversão para um sistema de agricultura extensivo não seria possível sem que um sistema de incentivos fosse estabelecido e após 10 anos de negociação finalmente foi estabelecido um acordo entre a Vittel e os agricultores. Tal deveu-se à heterogeneidade das situações e uma falta de consenso de ambas as partes em como avaliar os custos e as compensações. Mais concretamente a disputa seria em torno do valor da compensação ser baseada nos benefícios para a Vittel ou nos custos oportunidade para os agricultores. (Perrot-Maître, 2006)

O projecto envolve a transformação do sistemas agrícolas na bacia hidrográfica, convertendo as actividades altamente poluentes de pastoreio intensivo de gado à base de milho para um sistema baseado em feno e pastoreio extensivo de gado. A dimensão do projecto agrícola compreendeu 37

agricultores inicialmente (26 no final) numa área de 4000 hectares. Os objectivos e plano de incentivos encontram-se resumidos na seguinte tabela

Tabela 6.1 Objectivos e Plano de Incentivos (fonte: FAO, 2011)

Objectivos	Plano de Incentivos
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Uma vez que o cultivo de milho produz níveis elevados de nitratos, o cultivo de milho para alimentação animal deve ser abandonado; ▪ Adoptar a pecuária extensiva incluindo gestão de pastagens (rotação de feno e alfafa); ▪ Reduzir a capacidade de carga para um máximo de uma cabeça de gado por hectare.; ▪ Compostagem dos resíduos animais e aplicar níveis ideais nos campos; ▪ Substituir o uso de pesticidas, fertilizantes químicos com estrume adubado; ▪ Equilibrar as rações para alcançar níveis ideais de produtividade de leite e rentabilidade da fazenda ▪ Modernizar edifícios agrícolas para melhor gestão de resíduos e armazenagem 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Segurança de longo prazo através de contratos de 18-30 anos entre os agricultores e a Vittel. Durante este período os agricultores comprometem-se em efectuar os investimentos e mudanças nas práticas agrícolas necessárias para reduzir a poluição pelos nitratos. ▪ Abolição da dívida ligada à aquisição de terras e terrenos adquiridos pela Vittel deixou em usufruto por até 30 anos em troca de adopção das melhores práticas agrícolas ▪ Subsídio de, em média, cerca de 200 euros por hectare mais de 5 anos para assegurar rendimento garantido durante o período de transição e reembolsar a dívida contraída antes de entrar no programa para a aquisição de equipamentos agrícolas ▪ Acima de 150.000 euros por fazenda para cobrir os custos de tudo novo fazenda modernização de equipamento e construção ▪ Trabalho gratuito para aplicar adubo nos campos dos agricultores ▪ Assistência técnica gratuita. Isto é particularmente importante uma vez que o abandono dos sistemas agrícolas havia alienado os agricultores da agricultura tradicional

6.3.2 RESULTADOS

Do ponto de vista da eficácia ambiental a iniciativa foi bem sucedida uma vez que os níveis de nitratos foram reduzidos para o 4,5 mg/L e o risco negocial eliminado

Do ponto de vista da equidade os resultados não foram conclusivos. Embora o sustento dos agricultores tenha sido assegurado, foi verificada uma concentração de unidades agrícolas. Sete delas optaram por cessar actividade sendo adquiridas pelas que permaneceram activas. Também não é possível perceber até que ponto os custos foram transferidos para os consumidores.

Considerando a eficiência produtiva, as perdas económicas decorrentes da diminuição da produtividade agrícola em virtude da redução do número de cabeças de gado por hectare.

Nos primeiros 7 anos do programa foram gastos pela Nestlé Waters cerca de 24 milhões de euros o que equivale a 1,52 Euros por cada metro cúbico de água engarrafada produzida. Dos 24 milhões, 9.14 milhões foram gastos na aquisição de terrenos, 3.81 milhões investidos em equipamentos e 11.3 em compensações financeiras. A agência de água do Rhine de Meuse pagou 30% das despesas acumuladas de monitorização mas as verbas despendidas não são conhecidas. A tabela seguinte resume os custos e benefícios para a Vittel e para os agricultores

Tabela 6.2 Custos e Benefícios (Fonte: Perrot-Maître, 2006)

	Custos	Benefícios
Agricultores	Sem custos financeiros directos mas elevados custos de transacção (custos de aprender novas praticas, custos de negociação)	Garantia da actividade agrícola por 30 anos Cancelamento de dividas Terras adicionais
Vittel	Nos primeiros 7 anos: Aquisição de terras: 1.4 milhões de euros Equipamento agrícola: 3.81 milhões de euros Compensações financeiras: 11,3 milhões de euros Custos com a AGRIVAIR não conhecidos	Eliminação do risco de negocio

6.4 PAGAMENTOS POR SERVIÇOS ECOLÓGICOS – CASO DE NOVA IORQUE¹¹

6.4.1 ENQUADRAMENTO DESCRIÇÃO DA POLÍTICA ADOPTADA

O programa PES implementado na cidade de Nova Iorque é o de maior dimensão a nível mundial. A cidade de Nova Iorque negociou parcerias com os proprietários de terras e com as comunidades a jusante de onde é originária a água com o propósito de assegurar a sua qualidade. À semelhança do caso Vittel o principal motivo que levou a Cidade de Nova Iorque a investir na protecção da bacia hidrográfica prende-se com os requisitos legais impostos. Estes requisitos obrigavam aos fornecedores de água a procederem à sua filtração (prescrição tecnológica) a menos que demonstrassem conseguir cumprir com as normas de qualidade da água através da protecção da bacia. Nova Iorque foi a única municipalidade a optar pela protecção em vez de construir uma estação de filtração.

Em 1997 foi assinado um memorando de entendimento que envolve um serie de actores tais como, autoridades estatais e federais, ONGs e 70% das localidades na bacia hidrográfica de Catskill-Delaware (abastece 90% da água potável da cidade).

Cerca de 75% da bacia é coberta por floresta, na sua maioria propriedade privada, o que torna a aquisição de terras uma componente importante do programa. As terras foram divididas em 5 grupos com diferentes prioridades de acordo com a importância da zona na protecção da qualidade da água e a cidade adquire terra unicamente de compradores dispostos a vender nas condições de mercado.

A cidade de Nova Iorque colaborou com organizações parceiras que serviram de intermediárias na implementação do programa que para além da aquisição de terras contemplava as seguintes iniciativas:

- Um programa de bacia que reduza a poluição das explorações agrícolas
- Um programa para as florestas que envolve parcerias com proprietários de terra madeireiros para adopção de melhores praticas florestais.

¹¹ Este subcapitulo baseia-se exclusivamente nos trabalhos de Appleton, (2002) e (Buric e Gault, 2011)

- Um programa de gestão de caudais através do qual a cidade trabalha conjuntamente com as comunidades e proprietários de terras para mitigar os efeitos da erosão das margens e a degradação dos habitats
- Melhoramentos na infra-estrutura de tratamento de águas residuais com o objectivo de diminuir a poluição nos rios
- Construção de uma estação de desinfecção por ultravioletas para inactivar agentes patogénicos na água
- Novos regulamentos e mecanismos de cumprimento para assegurar o que o desenvolvimento e uso do solo são consistentes com a protecção da qualidade da água.

O memorando de entendimento comprometeu a cidade a investir 1.5 mil milhões de dólares ao longo de 10 anos para restaurar e proteger a bacia bem como melhorar a economia e qualidade de vida dos habitantes da bacia. Desde 2004 a cidade investiu cerca de mil milhões de dólares na protecção da bacia. Outras fontes de financiamento incluem taxas nas facturas da água de residente e em acções emitidas pela cidade.

6.4.2 PRINCIPAIS RESULTADOS

Após 5 anos foi feita uma revisão do programa onde conclui que tinham sido feito progressos suficientes para que a Environmental Protection Agency (EPA) levantasse a necessidade de implementar uma estação de filtração. Como contrapartida de fornecer serviços ecológicos à cidade, as comunidades da bacia ganharam um fonte de rendimento adicional, cursos de água mais saudáveis, mais oportunidades recreativas, e novos investimentos incluindo um fundo para desenvolvimento de projectos sustentáveis nas comunidades da bacia. Os custos estimados para a estação de filtração rondavam os 6 mil milhões de dólares, a juntar aos 300 milhões de custos anuais de operação de operação e manutenção. A decisão de optar pela protecção da bacia foi a mais rentável.

6.5 CONCLUSÕES DA ANÁLISE DE CASOS DE ESTUDO

Em termos de eficiência económica em todos os casos analisados verificou-se uma melhoria da eficiência uma vez que a água foi alocada de acordo com o seu maior valor de uso. No caso de Nova Iorque foi possível extrair dados quantitativos que demonstram a custo-eficácia do Instrumento PES face à alternativa CC (prescrição tecnológica). Um dos desafios do sector, identificados no início do trabalho, foi a dificuldade em financiar projectos no sector da água. O caso dos PES da Vittel é um exemplo de como o sector privado pode contribuir para a resolução do problema.

Existem *trade-offs* entre equidade, eficiência e protecção ambiental. No caso dos direitos de propriedade a concertação de direitos nos grupos mais ricos demonstra o potencial que um mercado tem de transformar o poder económico em poder social. Já nos esquemas PES estudados o desempenho foi aceitável. No caso de Nova Iorque parte dos custos foi suportado através de taxas nas facturas de água dos utilizadores (beneficiários directos do serviço ecológico). No caso da Vittel a inexistência de dados acerca de quem suportou parte dos custos de transacção deixa em aberto a possibilidade de ter havido uma distribuição de custos e benefícios iníqua.

Do ponto de vista ambiental ficou demonstrada a importância da AA como reguladora de todo o processo. Como demonstrado no caso uma quota é estabelecida anualmente com o propósito de manter a sustentabilidade ambiental na bacia. Mesmo assim tal não foi suficiente e o governo foi chamado a intervir adquirindo direitos de propriedade para manter qualidade no rio.

Na experiência chilena durante muito tempo não houve sequer reconhecimento formal da dimensão ecológica no enquadramento legal do mercado. Como tal os mercados não foram capazes de contemplar a natureza social da água nem assegurar a qualidade ambiental. A reforma de 2005 procura corrigir esse aspecto. Já no caso dos PES a redução dos níveis de poluição deveu-se ao estabelecimento de uma acertada relação causa-efeito entre a poluição com actividade humana, e ao esforço em criar um ambiente favorável ao estabelecimento de um acordo sobretudo através do da incorporação institucional dos custos de transacção.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo do trabalho foram identificadas as razões que fornecem o ambiente propício à introdução da ciência económica nas políticas de gestão da água. A fase madura em que sector da água se encontra, caracterizada por custos marginais crescentes na provisão e por uma crescente rivalidade no uso tem explicitado as características de bem económico da água, e como tal a necessidade de conceber políticas do lado da procura que promovam a eficiência no uso do recurso.

A ciência económica pode contribuir para a concepção de boas políticas para a água. Porém as questões não propriamente económicas como as relações sociais, percepções culturais, poder negocial e a correcta definição dos direitos de propriedade assumem-se como questões importantes a ter em conta. Em particular, o correcto desenho dos direitos de propriedade revela-se como um factor determinante para o funcionamento de um mercado eficiente, dinâmico e promotor de inovação.

O sucesso de um IE está fortemente dependente da especificidade do contexto em que são aplicados, pelo que os resultados de sucesso verificados num determinado contexto podem não conseguir ser replicados noutro contexto com diferentes arranjos institucionais. Os aspectos institucionais assumem-se como o principal factor limitante ao sucesso e um IE terá mais hipótese de sucesso quando os actores são bem organizados, quando existe um forte enquadramento jurídico na base dos direitos de propriedade.

Ao longo do trabalho também se verificou que nas condições concretas em que os IE podem ser utilizados existe o potencial para a ocorrência de *trade-offs* entre eficiência, equidade e eficácia ambiental, isto é por vezes os objectivos sociais de uma política são atingidos à custa da eficiência e vice-versa. A intervenção de uma autoridade, que salvguarde o bem-estar de terceiros e o carácter de bem público da água, torna-se indispensável para conduzir o processo no sentido dos objectivos de eficiência, equidade e eficácia ambiental.

Em suma, conclui-se que caracter evasivo e mutável da água torna a sua “mercantilização” um exercício complexo que se não for desenvolvido dentro de um contexto institucional forte resultará em custos sociais e ambientais significativos. Porém, uma vez satisfeitos os usos básicos da água como os humanos e ecológicos os mercados assumem-se como uma mecanismo eficiente para a gestão da escassez e para alocação da água pelos restantes usos.

BIBLIOGRAFIA

- Adaman, F., & Ozkaynak, B. (2002). The Economics- Environment Relationship: Neoclassical, Institutional, and Marxist Approaches. *Studies in Political Economy*, 69, 109–135.
- Appleton, A. (2002). How New York City Used an Ecosystem Services Strategy Carried out Through an Urban-Rural Partnership to Preserve the Pristine Quality of Drinking Water and Save Billions of Dollars and What Lessons it Teaches about Using Ecosystems Services. *The Katoomba Conference*. Tokyo.
- Ávila, P. (2012). Access to Water and Conflict: An Indigenous Perspective from Latin America. In H. Bigas, *The Global Water Crisis: Addressing an Urgent Security Issue* (pp. 141-148). Hamilton, Canadá.
- Aylward, B., Bandyopadhyay, J., & Belausteguigotia, J.-C. (2005). Freshwater Ecosystem Services. In *Ecosystems and Human Well-being: Policy Responses* (pp. 213-255). Island Press.
- Aylward, B., Bandyopadhyay, J., & Belausteguigotia, J.-C. (2005). Freshwater Ecosystems Services. In *Ecosystems and Human Well-being: Policy Responses* (pp. 215–255).
- Bakker, M., & Matsuno, Y. (12 de Abril de 2001). A framework for valuing ecological services of irrigation water. *Irrigation and Drainage Systems*, pp. 99-115.
- Bakker, M., & Matsuno, Y. (2001). A framework for valuing ecological services of Irrigation Water—A Case of an Irrigation-Wetland System in Sri Lanka. *Irrigation and Drainage Systems*, 15(1), 99–115.
- Barlow, M., & Clarke, T. (2 de Setembro de 2002). Who Owns Water? *The Nation*.
- Barlow, M., & Clarke, T. (2002). Who Owns Water? *The Nation*. Retrieved from [http://www.thenation.com/docPrint.mhtml?i=20020902&s=barlow Who](http://www.thenation.com/docPrint.mhtml?i=20020902&s=barlow%20Who)
- Bauer, C. (2008). The Experience of Chilean Water Markets . *Expo Zaragoza 2008*.
- Bauer, C. J. (1997). Bringing Water Markets Down to Earth: The Political Economy of Water Rights in Chile, 1976-95. *World Development*, 25(5), 639–656.
- Beare, S., & Heaney, A. (2002). *Water Trade and Externalities of Water Use in Australia. Interim Report*.
- Bigas, H. (2012). *The Global Water Crisis: Addressing an Urgent Security Issue. Papers for the InterAction Council, 2011-2012*. Hamilton, Canadá: UNU-INWEH.
- Bjornlund, H. (2003). Farmer participation in markets for temporary and permanent water in southeastern Australia. *Agricultural Water Management*, 63, 57–76.

- Bjornlund, H., & McKay, J. (2000). Do Water Markets Promote Socially Equitable Reallocation of Water? - A case Study of a Rural Water Market in Victoria, Australia . *Rivers*.
- Bjornlund, H., & McKay, J. (2002). Aspects of Water Markets for Developing Countries: Experiences from Australia, Chile and the US. . *Environment and Development Economics*, pp. 769-795.
- Bjornlund, H., & McKay, J. (n.d.). o Water Markets Promote a Socially Equitable Reallocation of Water? – A Case Study of a Rural Water Market in Victoria Australia.
- Bjornlund, H., & Rossini, P. (2005). Tracing evidence of rational investor behavior in water markets. In *Eleventh Annual Pacific-Rim Real Estate Society Conference Melbourne Australia*.
- Bjornlund, H., & Rossini, P. (2009). *Are the fundamentals emerging for more sophisticated water market instruments*. University of South Australia.
- Bjornlund, H., & Rossini, P. (s.d.). *Are the fundamentals emerging for more sophisticated water market instruments*. University of South Australia.
- Bouguerra, M. (2005). *As Batalhas da Água: Por um bem comum da humanidade*. Campo das Letras.
- Boyd, D. (2012). The Right To Water: Moving from International Recognition to National Action . In H. Bigas, *The Global Water Crisis: Addressing an Urgent Security Issue. Papers for InterActionCouncil* (pp. 122-127). Hamilton , Canadá.
- Briscoe, J. (1996). Water as an economic good: the idea and what it means in practice. In *World Congress of the International Commission on Irrigation and Drainage*,. Cairo: World Bank.
- Buric, B., & Gault, J. (2011). *Payment for Environmental Services: First Global Inventory of Schemes Provisioning Water for Cities*.
- Chapagain, A. K., & Hoekstra, A. Y. (2008). The global component of freshwater demand and supply: an assessment of virtual water flows between nations as a result of trade in agricultural and industrial products. *Water International*, 33(1), 19–32.
- Chociej, Z., & Adeel, Z. (2012). Legal and Ethical Dimensions of a Right to Water. In H. Bigas, *The Global Water Crisis: Addressing an Urgent Security Issue. Papers for InterActionCouncil* (pp. 122-127). Hamilton , Canadá.
- Chong, H., & Sunding, D. (2006). Water Markets and Trading. *Annual Review of Environment and Resources*, 11. Retrieved from <http://environ.annualreviews.org>
- Cleveland, C. J. (1999). Biophysical Economics: From Physiocracy to Ecological Economics and Industrial Ecology. In J. Gowdy & K. Mayumi (Eds.), *economics and Sustainability: Essays in Honor of Nicholas Georgescu- Roegen* (pp. 125–159). Chetelnham: Edward Elgar Publishing.

- Cleveland, J. (1999). Biophysical Economics: From Physiocracy to Ecological Economics and Industrial Ecology. In J. Gowdy, & K. E. Mayumi, *Bioeconomics and Sustainability: Essays in Honor of Nicholas Georgescu-Roegen* (pp. 125-154). Cheltenham, Inglaterra: Edward Elgar Publishing.
- Coase, R. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*.
- Costanza, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., ... van den Belt, M. (1987). The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387, 253–260.
- Crase, L. (2011). Water policy in Australia: The impact of change and uncertainty.
- Crase, L., O'Reilly, L., & Dollory, B. (2000). Water Markets as a Vehicle for Water Reform . *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, pp. 299-321.
- de Groot, R., Wilson, M., & Boumans, R. (2002). A typology for the classification, description and valuation. *Ecological Economics*, pp. 393–408.
- Déprés, C. (2005). Contracting for Environmental Property Rights. In *11th Congress of the EAAE (European Association of Agricultural Economists)*, "The Future of Rural Europe in the Global Agri-Food System." Copenhagen.
- Dinar, A., Rosegrant, M. W., & Meinzen-dick, R. (1997). Water Allocation Mechanisms□: Principles and Examples. *Policy Research Working Paper*, 1779, 1–47.
- Easter, K. W., Dinar, A., & Rosegrant, M. W. (n.d.). Water Markets: Transaction Costs and Institutional Options. In *Water Markets Potential and Performance* (pp. 1–18).
- Easter, K., Rosegrant, M., & Dinar, A. (1998). The Future of Water Markets: A realistic Perspective. In K. Easter, M. Rosegrant, & A. Dinar, *Markets for Water: Potential and performance* (pp. 277-282). Kluwer Academic Publishers.
- Field, B., & Field, K. (2005). *Environmental Economics: An Introduction (5ª Edição)*. McGraw Hill.
- Food and Agricultural Organization. (2012). *Coping with water scarcity An action framework for agriculture and food security*. Rome.
- Friedman, L. (2002). *The Microeconomics of Public Policy Analysis* . New Jersey: Princeton University Press.
- Frontier Economics. (2008). *The concept of "virtual water" — a critical review* A. Melbourne.
- Galaz, V. (2004). Stealing from the Poor? Game Theory and the Politics of Water Markets in Chile. *Environmental Politics*, 13(2), 414–437.
- Garrido, A. (2007). Watermarkets design and evidence from experimental economics. *Environmental Resource Economics*, 38, 311–330.
- Gleick, P. H., Wolff, G., Chalecki, E. L., & Reyes, R. (2002). New Economy of Water: The Risks and Benefits of Globalization and Privatization of Fresh Water.

- Gleick, P., & Palaniappan, M. (2010). Peak Water Limits to Freshwater Withdrawal and Use. *PNAS*.
- Global Water Partnership. (2010). *Global Water Partnership-Towards a water secure world*. Obtido em 2013, de <http://www.gwp.org/en/The-Challenge/What-is-IWRM/IWRM-pillars/>
- Grafton, Q., Landry, C., Libecap, G., McGlennon, S., & O'Brien, B. (2010). *An Integrated Assessment of Water Markets: Australia, Chile, China, South Africa and the USA*.
- Grieg-Gran, M., & Bishop, J. (n.d.). How Can Markets for Ecosystem Services Benefit the Poor?
- Groenfeldt, D. (s.d.). Looking Beyond (and Below) Institutions: The Role of Cultural Values in Sustaining Water Resources. .
- Heaney, A., & Beare, S. (2001). Property rights and externalities in water trade. In *ACIAR Water Policy Workshop*. Bangkok.
- Hearne, R. R. (2007). Water markets as a mechanism for intersectoral water transfers: the Elqui Basin in Chile. *Paddy Water Environ*, 5, 223–227.
- Hellegers, P. (2005). The Role of Economics in Integrated River Basin Management.
- Hodgson, S. (2006). *Modern Water Rights: Theory and Practice*. Rome: Food and Agricultural Organization of the United Nations.
- Holden, P., & Thobani, M. (1995). Tradeable Water Rights: A property rights approach to resolving water shortages and promoting investment.
- Howe, C. W., Schurmeier, D. R., & Shaw Jr., D. W. (1986). Innovative Approaches to Water Allocation: The Potencial for Water Markets. *Water Resources Reasarvh*, 22(4), 439–445.
- Hubbart, A. (2013). *Encycolpedia of The Earth*. Obtido em 2013, de <http://www.eoearth.org/view/article/153627>
- Independent Audit Group. (2012). *Review of Cap Implementation 2011–12*.
- Johansson, R. C., Tsur, Y., Roe, T. L., Doukkalid, R., & Dinar, A. (2002). Pricing irrigation water: a review of theory and practice. *Water Policy*, 4, 173–199.
- Kaika, M. (2003). The Water Framework Directive: A New Directive for a Changing Social, Political and Economic European Framework. *European Planning Studies*, 11(3), 299–316.
- Keohane, N., & Olmstead, S. (2007). *Markets and the Enviroment*. Washington DC: Island Press.
- Kosoy, N., & Corbera, E. (2010). Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics*, 1228–1236.
- Larrain, S., Colombina, S., & (eds). (2010). *Conflicts over Water Rights in Chile: Between Human Righs and Water Markets*. Santiago do Chile.
- Lee, T. R., & Jouravlev, A. S. (1998). *Prices, Property and Markets in Water Allocation*. Santiago.

- Lee, T., & Jouravlev, A. S. (1998). Prices Property and Markets in Water Allocation. (U. N. Caribbean, Ed.) *Serie Medio Ambiente e Desarrollo*.
- Livingston, M. L. (1997). Institutional Requisites for Efficient Water Markets. In K. W. Easter, M. W. Rosegrant, & A. Dinar (Eds.), *Water Markets Potential and Performance*.
- Loomis, J., Kent, P., Strange, L., Fausch, K., & Covich, A. (2000). Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological Economics*, 103-117.
- Louçã, F., & Caldas, J. (2009). *Economias*. Porto: Edições Afrontamento.
- Lovins, A. B., Lovins, L. H., & Hawken, P. (1999). A Road Map for Natural Capitalism. *Harvard Business Review*, 146-158.
- Lovins, A., Lovins, H., & Hawken, P. (1999). A Road Map to Natural Capitalism. *Harvard Business Review*, 146-168.
- MDBA. (2011). Water trading rules under the Basin Plan: Discussion Paper .
- Meadows, D. H. (1972). *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*. New York: Universe Books.
- Medalye, J. (2010). Neoclassical, institutional, and marxist approaches to the environment-economic relationship. *Retirado de* <http://www.eoearth.org/view/article/51cbee807896bb431f6984ca>.
- Millenium Ecosystem Assesment. (2005). *Ecosystems and Humam Well-Being: Wetlands and Water*. Washington, DC: World Resources Institute.
- Monteiro, H. P. C. (2009). *Water Tariffs Methods for an Efficient Cost Recovery and for the Implementation of the Water Framework Directive in Portugal*. Universidade Técnica de Lisboa-Instituto Superior de Economia e Gestão.
- Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., & May, P. H. (2010). Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69, 1202-208.
- Nadeau, R. (2011). Environmental and Ecological Economics. *Retrieved from* <http://www.eoearth.org/view/article/51cbedbc7896bb431f6938ab> .
- National Water Commission. (2011). *Water Markets in Australia: a Short Story*. Camberra.
- Nellemann, C., MacDevette, M., Manders, T., Eickhout, B., Svihus, B., Prins, A. G., & Kaltenborn, B. P. (2009). *The environmental food crisis – The environment's role in averting future food crises. A UNEP rapid response assessment. United Nations Environment Programme*. Retrieved from www.grida.no

- Nunes, A. (2008). *Uma Volta ao Mundo das Ideias Economicas: Será a Economia uma Ciência*. Coimbra: Almedina.
- OCDE. (2009). *Managing Water for All: An OECD Perspective on Pricing and Financing – Key Messages for Policy Makers*.
- O'Dea, G., & Cooper, J. (2008). *Water Scarcity: Does it exist and can price help solve the problem?* New South Wales: Independent Pricing and Regulatory Tribunal.
- Olmstead, S. (2010). The Economics of Managing Scarce Water Resources. *Review of Environmental Economics and Policy*, 4(2), 179–198.
- Ostrom, E. (2010). Beyond Market and State: Polycentric Governance of Complex Economic Systems. *The American Economic Review*, 1-33.
- Pascual, U., & Muradian, R. (2010). The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In TEEB, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Londres.
- Perrot-Maître, D. (2006). The Vittel payments for ecosystems services: a "perfect" PES case? *International Institute of Environment and Development*.
- Perrot-Maître, D. (2013). Case studies on Remuneration of Positive Externalities (RPE)/ Payments for Environmental Services (PES). In *Prepared for the Multi-stakeholder dialogue 12-13 (FAO)*. Rome.
- Perry, C. ., Rock, M., & Seckler, D. (1997). *Water as an Economic Good: a Solution, or a Problem?* Research Report 14. Colombo, Sri Lanka: International Irrigation Management Institute.
- Plant, R., Herriman, J., & Alison, A. (2007). *The Full Spectrum of Costs and Benefits: Valuing Melbourne's Urban Water Externalities: Discussion Paper*.
- Provencher, B., & Burt, O. (1993). The Externalities Associated with the Common Property Exploitation of Groudwater. *Journal of Environmental Economics and Management*, 24, 139–158.
- Randall, A. (1981). Property entitlements and pricing policies for a maturing water economy. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* , 195-220.
- Ribeiro, K. (2009). The Polluter Pays Principle in Water Manegement, from Economic Theory to the Situation e Portugal . In A. P. Hídricos, *Reflections on Water* (pp. 98-99).
- Rios, M. A., & Quiroz, J. A. (1995). The Market of Water Rights in Chile: Major Issues. *Cuadernos de Economía*, 97(32), 317–345.
- Rogers, B. P., & Huber, A. (1998). Water as a Social and Economic Good□: How to Put the Principle into Practice. *Global Water Partnership Technical Advisory Committee TAC*, 2(2), 40. doi:10.1519/JSC.0b013e3181e06ef8
- Rogers, P., Silva, R. de, & Ramesh, B. (2002). Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy*, 4, 1–17.

- Romano, D., & Leporati, M. (2002). The Distributive Impact of the Water Market in Chile: A case study in the Limari Province 1987-1997. *Quarterly Journal of International Agriculture*, pp. 41-58.
- Rosa, R. N. (2012). *Os Terranautas Extravidos: A Ciência e a Terra na Produção Material*. Lisboa: Página a Página.
- Rosegrant, M. W., & Binswanger, H. P. (1994). Markets in Tradable Water Rights: Potential for Efficiency Gains in Developing Country Water Resource Allocation. *World Development*, 22(11), 1613–1625.
- Samuelson, P., & Nordhaus, W. (1954). *Economia*. McGraw-Hill.
- Santos, R. (2009). Aspectos Económicos e Financeiros. 5ª *Fórum Mundial d Água*, (pp. 54-64). Instambul.
- Santos, R. (s.d.). *Payment for environmental / ecosystem services*. Ecoman FFCT/UNL.
- Santos, R., & Antunes, P. (1999). Instrumentos económicos da Política de Ambiente. In *Colóquio Ambiente, Economia e Sociedade-Conselho Económico e Social*.
- Santos, R., & Videira, N. (2008). Slides da Cadeira Economia do Ambiente. *Instrumentos de política ambiental*. Monte da Caparica, Lisboa: Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- Sawyer, D., Trudeau, M., & Perron, G. (n.d.). *Analysis of Economic Instruments for Water Conservation*.
- Thobani, M. (1995). Tradable Property Rights to Water How to improve water use and resolve water conflicts. *Public Policy for Private Sector*.
- Tietenberg, T. (2003). *Environmental and Natural Resource Economics (6th Edition)*. Addison Wesley.
- Turner, K., Stravos, G., Clark, R., Brower, R., & Burke, J. (2004). *Economic Valuation of Water Resources in Agriculture-FAO Water Reports*. Rome. Retrieved from <http://www.unwater.org/downloads/wr27e.pdf>
- UNEP. (2004). *Challenges of Water Scarcity: A business Case for Financial Institutions*.
- UNEP. (2008). *Payments for Ecosystem Services: Getting Started A Primer*.
- UNEP. (2011). *Towards a Green Economy: Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication*. Retrieved from www.unep.org/greeneconomy
- United Nations. (2009). *World Water Development Report 3: Water in A Changing World*.
- Van Bueren, M., & MacDonald, D. (2004). *Addressing water related externalities: Issues for consideration*. Melbourne.

- Wada, Y., van Beek, L., van Kempen, C., J. R., Vasak, S., & Bierkens, M. (2010). Global depletion of groundwater resources. *Geophysical Research Letters*.
- Wada, Y., van Beek, Ludovicus, P. H., van Kempen, C. M., Reckman, J. W. T. M., Vasak, S., & Bierkens, M. F. P. (2010). Global depletion of groundwater resource. *Geophysical Research Letters*, 37.
- Ward, F. A., & Michelsen, A. (2002). The economic value of water in agriculture: concepts and policy applications. *Water Policy*, (4), 423–446.
- Water Resources Group. (2009). *Charting our Water Future*.
- World Business Council for Sustainable Development. (2006). Facts and Trends: Water. Retrieved from www.wbcsd.org
- World Business Council for Sustainable Development. (2006). *Water: Facts And Trends*. Eartprint.
- World Meteorological Organization . (2013). *World Meteorological Organization* . Obtido de <http://www.wmo.int/pages/prog/hwrr/documents/english/icwedece.html>
- World Water Assessment Programme. (2009). *The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World*. (Earthscan, Ed.) *World Water* (Vol. 3, p. 349). UNESCO. Retrieved from http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr3/pdf/WWDR3_Water_in_a_Changing_World.pdf
- Wunder, S. (2005). Payments for environmental services: some nuts and bolts. *CIFOR Occasional Paper No. 42*.
- Wunder, S., & Vargas, M. (2005). Beyond "markets" - why terminology matters. *The Ecosystem Marketplace, Katoomba Group*.
- WWAP (World Water Assessment Programme). (2012). *The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water Under Uncertainty and Risk*. Paris: UNESCO.
- Young, M. (1997). *Water Rights: An Ecological Economics Perspective*. Camberra: The Ecological Economics Programme. Retrieved from <http://cres.anu.edu.au/~dstern/anzsee/EEP.html>
- Young, M. (2010). *Environmental Effectiveness and Economic Efficiency of Water Use in Agriculture: The Experience of and Lessons from the Australian Water Reform Programme*. Retrieved from www.oecd.org/water
- Young, M., & Mcoll, J. (2005). Defining Tradable Water Entitlements and Allocations: A Robust System. *Canadian Water Resources Journal*, 30(1).
- Zhou, Y., & Tol, R. S. J. (2004). Evaluating the costs of desalination and water transport.

